



**Ana Sofia Godinho da  
Fonseca**

**Impactes Ambientais da Integração vs Eliminação  
de Resíduos de VFV**

Dezembro de 2011

---





**Ana Sofia Godinho da  
Fonseca**

**Impactes Ambientais da Integração vs Eliminação  
de Resíduos de VFV**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob orientação científica da Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.



---

## **o júri**

presidente

Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da  
Universidade de Aveiro

vogal

Professor Doutor Paulo Jorge Trigo Ribeiro

Professor Auxiliar Convidado da Faculdade de Engenharia da Universidade  
Católica Portuguesa

vogal

Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes

Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Ambiente e  
Ordenamento da Universidade de Aveiro

---



---

## **agradecimentos**

Este espaço é dedicado a todos aqueles que contribuíram para que esta dissertação fosse realizada.

À Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes, desejo expressar o meu profundo agradecimento pela orientação da tese. A sua boa disposição, os seus conselhos, as condições de trabalho disponibilizadas, o suporte à elaboração do presente documento, a disponibilidade e sentido crítico foram determinantes para o desenvolvimento do meu trabalho e incentivo extra nos momentos mais críticos.

Gostaria de deixar os meus irrestritos agradecimentos ao Eng.º Nuno Mariz, que tornou viável o trabalho de campo desenvolvido na unidade empresarial de receção e desmantelamento de VFV, pertencente ao Grupo Salvador Caetano - CaetanoLyrsa, S.A. - situada em Gandra-Valença do Minho. Agradeço ainda todo o incentivo, apoio, disponibilidade demonstrada e ainda a cordialidade com que sempre me recebeu.

Gostaria ainda de expressar a minha gratidão aos técnicos de desmantelamento da empresa, o Sr. Silvério e o Sr. Luís, que tornaram possível o desmantelamento e o levantamento de dados de componentes e/ou materiais a incluir na proposta. São também dignos de uma nota de apreço os restantes funcionários da CaetanoLyrsa, pelo bom ambiente concedido.

Ao Professor Doutor Arlindo Matos pela ajuda, comentários e conselhos durante a realização da Avaliação do Ciclo de Vida.

Ao Eng.º Hélder Gomes, por ter proporcionado a visita guiada às instalações da unidade de fragmentação automóvel, Constantino Fernandes Oliveira & Filhos, SA - Sucatas e Ferro, bem como o esforço demonstrado em responder a todas as dúvidas por mim levantadas sobre o funcionamento desta unidade de tratamento.

Ao Eng.º José Amaral Dias, Valorcar, agradeço a sua disponibilidade e os preciosos esclarecimentos sobre os materiais desmantelados na rede Valorcar e a gestão de VFV em Portugal.

Por fim, gostaria de expressar toda a gratidão à minha família pelo apoio inquestionável, incentivo, dedicação, carinho, amizade e espírito de sacrifício demonstrados ao longo de toda a minha vida e aos meus colegas de trabalho e amigos pelo seu incentivo, amizade e momentos de boa disposição e experiências de trabalho que muito valorizaram esta dissertação.

---





---

## palavras-chave

Veículos em Fim de Vida (VFV), operações de valorização, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

## resumo

*Contexto e objetivo* O modelo de gestão de VFV preconizado em Portugal encontra-se balizado, em termos de objetivos e metas, pela política comunitária para o ano 2015, nomeadamente ao nível da reciclagem (a um nível mínimo de 85%), da valorização (inclui reciclagem, reutilização e valorização energética a um nível mínimo de 95%) e da deposição em aterro (a um nível máximo de 5%). É comumente aceite que tais metas só serão alcançáveis com o desenvolvimento de novas tecnologias de separação e reciclagem de resíduos de fragmentação ou, alternativamente, maiores índices de desmantelamento de componentes. Centrando-se na aposta de uma desmontagem mais extensa de veículos, foi levada a cabo uma experiência de campo numa unidade empresarial de receção e desmantelamento de VFV, acreditada pela Valorcar - CaetanoLyrsa, S.A. - de maneira a possibilitar a compreensão das práticas envolvidas no processo de desmantelamento e, por conseguinte, a seleção e realização de ensaios de remoção de alguns componentes adicionais. Levando em consideração uma avaliação do processo de desmantelamento, verificou-se que existe um potencial de reciclagem/valorização adicional de 10% (base mássica) através de mão-de-obra e alguns recursos energéticos adicionais. De maneira a avaliar impactes ambientais de diferentes opções, foi feita uma avaliação comparada de três estratégias de gestão destes resíduos VFV selecionados: (i) cenário 1 tem como referência a situação atual do destino dos resíduos em estudo, i.e., o envio para o processo de fragmentação no qual existe recuperação de certos metais ferrosos e não ferrosos e envio da fração restante, denominada Resíduos de Fragmentação Automóvel (RFA) para aterro; (ii) cenário 2 considera, ao invés da deposição em aterro, a incineração com recuperação de energia e (iii) cenário 3 inclui o desmantelamento adicional dos componentes para reciclagem de certos materiais e, para os que não possuem valor comercial (p. ex. têxteis, plásticos, borracha, etc.), considerou-se o seu tratamento e processamento para produção de CSR e sua aplicação na indústria cimenteira.

*Métodos* A fim de comparar e avaliar o desempenho ambiental dos três cenários de gestão de VFV analisados, a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi aplicada, recorrendo-se à base de dados Ecolnvent e ao método CML 2001.

*Resultados e discussão* No cenário 1, em comparação com os outros dois cenários, não foi observado qualquer benefício para as categorias de impacto de aquecimento global e eutrofização. No cenário 2, em que é considerado o tratamento térmico em incinerador dos RFA, verificam-se créditos ambientais devidos à reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos e aos benefícios da recuperação de energia, embora seja demonstrado que este cenário tem um impacto significativo sobre o aquecimento global devido às emissões provenientes da oxidação térmica dos materiais poliméricos existentes na fração de RFA. A melhoria do desempenho ambiental parece ser assegurada pelo cenário 3, que inclui o desmantelamento adicional de componentes para a reciclagem, produção de CSR e encaminhamento destes, como combustíveis substitutos, para a indústria cimenteira.

*Conclusões* A desmontagem mais extensa de veículos contribuirá, não apenas para um processo geral ambientalmente mais correto em relação às práticas atuais, mas também para atingir as metas europeias de reciclagem e valorização de VFV. O aumento do desmantelamento, além de ter como principal vantagem a poupança de matérias-primas virgens, também apresenta vantagens a nível social e económico, uma vez que cria postos de trabalho diretos e indiretos.

---



---

**keywords**

End-of-Life Vehicles (ELV), recovery operations, Life Cycle Assessment (LCA)

**abstract**

*Background and purpose* In Portugal the management of End-of-Life Vehicles (ELV) is set out by goals and targets of EU policy for the year 2015, including in particular the recycling (minimum of 85%), recovery (including recycling, reuse and energy recovery to a minimum of 95%) and landfill disposal (maximum of 5%). It is commonly accepted that these goals will be attained only through the development of new technologies for waste separation and recycling of shredder residues or, alternatively, higher rates of dismantling components. Focusing in a more extended dismantling of ELV, a field experience was carried out in a dismantling plant, accredited by Valorcar - CaetanoLyrsa, SA - in order to understand the practices involved in the dismantling process for further selection and dismantling of some additional components. Taking into account an evaluation of the dismantling process, it was found that it has a potential for additional recycling/recovery of 10% (mass basis) against human labor and some energy resource. In order to evaluate environmentally the different options, a comparison was done among three management scenarios for these ELV wastes: (i) scenario 1 is the baseline and refers to the actual management of these wastes, i.e., send to shredding process where some ferrous and non-ferrous metals are recovered and remaining fraction, so called Automotive Shredder Residues (ASR), is landfilled; (ii) scenario 2, the ASR fraction is incinerated, with energy recover, instead landfilled and (iii) scenario 3 includes the dismantling of components for recycling a fraction and for those who have no commercial value (e.g. textiles, plastics, rubbers, etc.), it was considered their treatment and processing to produce Solid Recovered Fuel (SRF) and its application in the cement industry.

*Methods* In order to compare and evaluate the environmental performance of the three ELV management scenarios, the methodology of Life Cycle Assessment (LCA) was applied, using the Ecolnvent database and the CML 2001 procedure.

*Results and discussion* In scenario 1 no benefit for the impact categories of global warming and eutrophication is observed in comparison with the other two scenarios. In scenario 2, which is considered the ASR thermal treatment in incinerator, there are environmental credits due the recycling of ferrous and non-ferrous metals and benefits from energy recovery, although it is shown that this scenario has a significant impact on the global warming due to emissions from thermal oxidation of polymeric materials presented in ASR fraction. A net environmental performance upgrading seems to be ensured by scenario 3, which includes the supplementary dismantling of components for recycling and CSR production and its burning in the cement industry.

*Conclusions* An extended dismantling of vehicles not only contributes with environmental benefits but also allows attaining the European recovery and recycling targets for ELV. The increase of dismantling costs can be compensated by additional recycling material revenues as well as an increase of employment.

---

---

---

---

## Índice

## Página

Índice.....	i
Índice de Figuras .....	iv
Índice de Tabelas .....	viii
Nomenclatura .....	x
<b>1 Introdução .....</b>	<b>1</b>
1.1 Motivação e relevância do tema .....	1
1.2 Objetivos e estrutura da dissertação .....	4
<b>2 Estado da arte dos VFV .....</b>	<b>7</b>
2.1 Introdução .....	7
2.2 A indústria automóvel .....	7
2.3 Ciclo de vida do automóvel.....	10
2.4 Fim de vida dos veículos .....	11
2.4.1 Quantidade de VFV gerada anualmente.....	12
2.4.2 Composição dos VFV .....	13
2.4.3 A problemática dos VFV .....	15
2.5 Enquadramento legislativo .....	16
2.5.1 Legislação Comunitária .....	17
2.5.2 Legislação Nacional .....	19
2.6 Gestão integrada de VFV .....	22
2.6.1 Operação unitária de tratamento de VFV - Desmantelamento.....	23
2.6.2 Operação unitária de tratamento de VFV - Fragmentação.....	25
2.7 Situação Nacional do processamento de VFV.....	30
2.7.1 Quantidade de VFV processados .....	30
2.7.2 Taxas de reutilização, reciclagem e valorização .....	33
2.8 Alternativas de valorização de VFV .....	35
2.8.1 Produção de CSR.....	35
2.8.2 Separação, reciclagem e valorização de RFA .....	39
2.9 Conclusão .....	42
<b>3 Desenvolvimento de uma proposta de desmantelamento de componentes automóveis.....</b>	<b>45</b>

---

3.1	Condições do trabalho de campo.....	46
3.2	Abrangência da proposta .....	47
3.3	Apresentação dos resultados práticos .....	48
<b>4</b>	<b>Avaliação do Ciclo de Vida .....</b>	<b>55</b>
4.1	Introdução.....	55
4.2	ACV aplicada à gestão de resíduos .....	56
4.3	Metodologia da ACV .....	57
4.3.1	Definição do objetivo e âmbito .....	57
4.3.2	Análise de inventário do ciclo de vida.....	60
4.3.3	Avaliação de impactes do ciclo de vida .....	61
4.3.4	Interpretação.....	64
4.4	Modelos e bases de dados .....	66
4.5	Limitações de um estudo ACV .....	66
4.6	Conclusão.....	67
<b>5</b>	<b>Aplicação da ACV à gestão de VFV.....</b>	<b>69</b>
5.1	Introdução.....	69
5.2	Definição do objetivo e âmbito .....	69
5.2.1	Objetivo de estudo .....	69
5.2.2	Âmbito de estudo .....	70
5.3	Análise de inventário do ciclo de vida .....	79
5.3.1	Cenário 1 .....	79
5.3.2	Cenário 2 .....	87
5.3.3	Cenário 3 .....	91
5.4	Avaliação de impactes do ciclo de vida.....	98
5.4.1	Aquecimento Global.....	98
5.4.2	Depleção de Recursos Abióticos.....	99
5.4.3	Formação de Oxidantes Fotoquímicos.....	100
5.4.4	Acidificação.....	101
5.4.5	Eutrofização .....	101
5.5	Conclusão.....	102
<b>6</b>	<b>Resultados e discussão .....</b>	<b>105</b>
6.1	Introdução.....	105
6.2	Cenário 1 .....	105
6.2.1	Análise de inventário de ciclo de vida.....	105
6.2.2	Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida .....	109
6.3	Cenário 2 .....	116

---

---

6.3.1	Análise de Inventário de Ciclo de Vida .....	116
6.3.2	Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida .....	118
6.4	Cenário 3.....	126
6.4.1	Análise de inventário de ciclo de vida .....	126
6.4.2	Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida .....	129
6.5	Análise comparativa dos cenários de gestão.....	136
6.6	Análise de sensibilidade .....	138
6.7	Taxas de reciclagem e valorização.....	142
6.8	Custos variáveis associados à proposta de desmantelamento.....	142
<b>7</b>	<b>Conclusões e propostas de trabalho futuro .....</b>	<b>145</b>
7.1	Conclusões .....	145
7.2	Propostas de atividades a realizar no futuro.....	148
	<b>Referências .....</b>	<b>149</b>
I.	Referências bibliográficas .....	149
II.	Sites na internet consultados .....	154
III.	Legislação.....	155
	<b>Anexo I.....</b>	<b>157</b>
	<b>Anexo II.....</b>	<b>159</b>
	<b>Anexo III.....</b>	<b>163</b>

---

## Índice de Figuras

	<b>Página</b>
Figura 2.1 Produção mundial de veículos automóveis em 2009 (ACEA, 2010).....	8
Figura 2.2 Frota automóvel em uso na Europa (2008) (em milhões) (ACEA, 2010).....	8
Figura 2.3 Distribuição de veículos ligeiros de passageiros nos finais do ano 2008 (ACEA, 2010).....	9
Figura 2.4 Evolução do número de veículos ligeiros novos matriculados no território nacional no período de 2005-2010 (Valorcar, 2011a). ....	9
Figura 2.5 Representação do ciclo de vida de um automóvel (Adaptado de: Rosa, 2009). ....	11
Figura 2.6 Determinação do número de VFV (Dias, 2005).....	12
Figura 2.7 Composição material média do veículo genérico europeu (1998) (Kanari et al., 2003). ....	13
Figura 2.8 Esquema representativo da gestão dos VFV em Portugal (Rosa, 2009)....	22
Figura 2.9 Esquema do processo de fragmentação (adaptado de Hardtle et al., 1994). ....	26
Figura 2.10 Produtos resultantes do processo de fragmentação de VFV: (a) metais ferrosos (b) metais não ferrosos e (c) resíduos leves de fragmentação, RFA. ....	27
Figura 2.11 Nº de VFV recebidos anualmente, no período 2005 - 2010 na rede Valorcar (Valorcar, 2011a).....	30
Figura 2.12 Categoria dos VFV recebidos na rede Valorcar em 2010 (Valorcar, 2011a). ....	31
Figura 2.13 Evolução da origem dos VFV entregues na rede Valorcar (Valorcar, 2011a). ....	31
Figura 2.14 Quantidade total de material gerido anualmente pela rede Valorcar (Valorcar, 2011a).....	32
Figura 2.15 Evolução dos resultados de reutilização / reciclagem / valorização e eliminação alcançados na rede Valorcar (Valorcar, 2011a). ....	34
Figura 2.16 Processo produtivo de CSR (BMH, 2010).....	36
Figura 2.17 Exemplo de triturador (à esquerda), classificador de ar (ao centro) e triturador de finos (à direita) (BMH, 2010). ....	37

---



Figura 2.18	Imagens descritivas do CSR, de alta qualidade (BMH, 2010; ERFO, 2008).....	37
Figura 3.1	Ambiente de trabalho no centro de desmantelamento de VFV acreditado pela Valorcar - CaetanoLyrsa, S.A. ....	46
Figura 3.2	Imagens descritivas do trabalho de campo.....	51
Figura 4.1	Estágios do ciclo de vida de um produto (Ferreira, 2004).....	56
Figura 4.2	Fases de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ISO, 2006a). ....	57
Figura 4.3	Elementos da fase AICV (ISO, 2006a). ....	61
Figura 4.4	Relação dos elementos da fase “interpretação” com as outras fases da ACV (Ferreira, 2004). ....	65
Figura 5.1	Fronteira do sistema da gestão da UF.....	71
Figura 5.2	Corrente processual para produção de energia elétrica (incluindo a pré-combustão). ....	75
Figura 5.3	Fronteiras do cenário 1.....	79
Figura 5.4	Fluxos de entrada do processo de produção de aço secundário (Classen et al., 2009). ....	82
Figura 5.5	Fluxos de entrada do processo de produção de cobre secundário (Classen et al., 2009). ....	83
Figura 5.6	Fluxos de entrada do processo de produção de alumínio secundário (Classen et al., 2009). ....	84
Figura 5.7	Cadeia de processos envolvidos na deposição em aterro (Doka, 2009).....	86
Figura 5.8	Fronteiras do cenário 2.....	88
Figura 5.9	Cadeia de processos envolvidos na incineração de RFA (Doka, 2009).....	90
Figura 5.10	Fronteiras do cenário 3.....	92
Figura 6.1	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na emissão dos poluentes atmosféricos selecionados neste estudo. ....	106
Figura 6.2	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo.....	107
Figura 6.3	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo. ....	108
Figura 6.4	Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 1, para cada uma das cinco categorias de impacto consideradas. ....	110
Figura 6.5	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para o Aquecimento Global (AG).....	111
Figura 6.6	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a depleção de recursos abióticos (DA). ....	112

---

Figura 6.7	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF). ....	113
Figura 6.8	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Acidificação (AC). ....	114
Figura 6.9	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Eutrofização (EU).....	115
Figura 6.10	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na emissão dos poluentes atmosféricos selecionados neste estudo.....	116
Figura 6.11	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo. ....	117
Figura 6.12	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo. ....	118
Figura 6.13	Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 2, para cada uma das cinco categorias de impacte consideradas.....	120
Figura 6.14	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para o Aquecimento Global (AG). ....	121
Figura 6.15	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a depleção de recursos abióticos (DA).....	122
Figura 6.16	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF). ....	123
Figura 6.17	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Acidificação (AC). ....	124
Figura 6.18	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Eutrofização (EU).....	125
Figura 6.19	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na emissão dos poluentes atmosféricos selecionados neste estudo.....	126
Figura 6.20	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo. ....	127
Figura 6.21	Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo. ....	128
Figura 6.22	Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 3, para cada uma das cinco categorias de impacte consideradas.....	130
Figura 6.23	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para o Aquecimento Global (AG). ....	131

---

---

Figura 6.24	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a depleção de recursos abióticos (DA).....	132
Figura 6.25	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF).....	133
Figura 6.26	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Acidificação (AC).....	134
Figura 6.27	Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Eutrofização (EU).....	135
Figura 6.28	Avaliação de impactes ambientais de cada um dos cenários de gestão de VFV propostos neste trabalho. ....	137
Figura 6.29	Análise de sensibilidade ao cenário 1 utilizando uma gama de variação de 5% na eficiência de separação do processo de fragmentação. ....	139
Figura 6.30	Análise de sensibilidade ao cenário 2 utilizando uma gama de variação de 5% na eficiência de separação do processo de fragmentação. ....	140
Figura 6.31	Análise de sensibilidade ao cenário 3 utilizando uma gama de variação de 5% na substituição de CSR numa unidade cimenteira. ....	140
Figura 6.32	Avaliação de impactes ambientais do cenário 2 para diferentes critérios de alocação relativos à incineração com recuperação de energia.....	141

## Índice de Tabelas

	<b>Página</b>
Tabela 2.1	Quantidades discriminadas dos materiais correspondentes ao fluxo anual de VFV estimado para Portugal. .... 15
Tabela 2.2	Metas de valorização, reciclagem e reutilização impostas pela Diretiva Europeia 2000/53/CE, para os veículos produzidos depois do ano de 1980. .... 18
Tabela 2.3	Taxa de recolha mínima de VFV para o período do ano 2010-2015 (Despacho n.º13092/2010). .... 21
Tabela 2.4	Composição média dos RFA (adaptado de Harder et al., 2007). .... 28
Tabela 2.5	Eficiências de separação de materiais do processo de fragmentação (Chen, 1994 apud Ladeira, 2002, p. 13). .... 29
Tabela 2.6	Quantidade de materiais desmantelados e fragmentados enviados para reutilização, reciclagem e valorização energética no ano 2010 (Valorcar, 2011a). .... 33
Tabela 2.7	Sistema de classificação dos CSR (CEN 15359:2006 / NP 4486:2008). .. 38
Tabela 2.8	Características principais de alguns projetos de valorização de RFA na Europa e no Japão (GHK/Bios, 2006). .... 39
Tabela 3.1	Resultados médios obtidos pelos cinco ensaios de desmantelamento dos componentes e/ou materiais em estudo. .... 49
Tabela 3.2	Fluxos de materiais resultantes da proposta de desmantelamento de um veículo ligeiro em fim de vida. .... 52
Tabela 3.3	Quantidades nacionais anuais desmanteladas adicionalmente com a proposta deste trabalho. .... 53
Tabela 5.1	Função, unidade funcional e fluxos de referência do sistema. .... 70
Tabela 5.2	Critérios de alocação para a incineração com recuperação de energia (Doka, 2009). .... 77
Tabela 5.3	Categorias de impacto ambiental e respetivos indicadores, fatores de caracterização e modelos de caracterização considerados neste trabalho (Heijungs et al., 1992). .... 78
Tabela 5.4	Eficiências de separação de materiais do processo de fragmentação usadas neste estudo (Chen, 1994 apud Ladeira, 2002, p. 13). .... 80
Tabela 5.5	Potenciais de aquecimento global (IPCC,2006). .... 99

---

Tabela 5.6	Potenciais de Depleção de Recursos Abióticos (Guinée et al., 2001). ....	100
Tabela 5.7	Potenciais de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Derwent et al., 1996; Derwent et al., 1998; Jenkin & Hayman, 1999).....	100
Tabela 5.8	Potenciais de Acidificação (PA) (Huijbregts,1999).....	101
Tabela 5.9	Potenciais de Eutrofização (PE) (Heijungs et al., 1992). ....	102
Tabela 6.1	Impactes ambientais do cenário 1 e seu modelo de cálculo.....	109
Tabela 6.2	Impactes ambientais totais do cenário 2 e seu modelo de cálculo. ....	119
Tabela 6.3	Impactes totais decorrentes do cenário 3 e seu modelo de cálculo.....	129
Tabela 6.4	Quantidades de material e energia recuperadas e quantidade de RFA depositada em aterro apuradas em cada cenário. ....	136
Tabela 6.5	Cenários e parâmetros de inventário sujeitos à análise de sensibilidade.	138
Tabela 6.6	Taxas de reciclagem e valorização alcançadas nos cenários de estudo.	142
Tabela 6.7	Custos e/ou proveitos associados ao encaminhamento de materiais desmantelados.....	143

---

## Nomenclatura

$S_i$	Parque circulante de automóveis ligeiros no ano $i$
$S_{i-1}$	Parque circulante de automóveis ligeiros no ano $i-1$
$V_i$	Número de veículos introduzidos no parque circulante de automóveis ligeiros no ano $i$
$VFV_i$	Número de VFV no ano $i$
$m_i$	Quantidade de intervenção (em massa ou volume)

## Siglas e Acrónimos

ABS	Acrilonitrila Butadieno Estireno
AC	Acidificação
ACAP	Associação do Comércio Automóvel de Portugal
ACEA	<i>European Automobile Manufacturers Association</i>
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AG	Aquecimento Global
AICV	Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida
AIMA	Associação dos Industriais Automóveis
ANAREPRE	Associação Nacional dos Recuperadores de Produtos Recicláveis
APC	<i>American Plastics Council</i>
APME	<i>Association of Plastics Manufacturers in Europe</i>
ASR	<i>Automobile Shredder Residue</i>
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CSR	Combustíveis Sólidos Recuperados
DA	Depleção de recursos abióticos
ELCD	<i>European Reference Life Cycle Database</i>
EPDM	Etileno Polipropileno Dieno Metacrilato
EU	Eutrofização
EUA	Estados Unidos da América
FOF	Formação de Oxidantes Fotoquímicos
GEE	Gases com Efeito de Estufa
GPL	Gás e Petróleo Liquefeito

---

ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IDIS	<i>International Dismantling Information System</i>
ISO	<i>International Standardization Organization</i>
ISV	Imposto Sobre o Veículo
IUC	Imposto Único de Circulação
IVA	Imposto sobre o Valor Acrescentado
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
LER	Lista Europeia de Resíduos
LER	Lista Europeia de Resíduos
MTD	Melhores Tecnologias Disponíveis
NAFTA	<i>North American Free Trade Agreement</i>
OECD	<i>Organization for Economic Cooperation and Development</i>
PA	Potencial de Acidificação
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PC	Polycarbonato
PCB	Bifenilos policlorados
PCI	Poder Calorífico Inferior
PDA	Potencial Depleção de Recursos Abióticos
PE	Potencial de Eutrofização
PE	Polietileno
PFA	Prestação Financeira Anual
PFOF	Potencial Formação de Oxidantes Fotoquímicos
PIB	Produto Interno Bruto
PIFAVFV	Programa de Incentivo Fiscal ao Abate de VFV
PIP	Política Integrada de Produtos
PP	Polipropileno
PUR	Poliuretano
PVC	<i>PolyVinyl Chloride</i> (Policloreto de Vinilo)
REEE	Resíduos de Equipamentos Eléctricos e Electrónicos
RFA	Resíduos de Fragmentação Automóvel
RFA	Resíduos de Fragmentação Automóvel
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SIGVFV	Sistema Integrado de Gestão de VFV
SRF	<i>Solid Recovered Fuel</i>
TFM	Tratamento Físico Mecânico

---

---

UCTE	<i>Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity</i>
UE	União Europeia
UF	Unidade Funcional
VALORCAR	Sociedade de Gestão de Veículos em Fim de Vida, Lda.
VFV	Veículo em Fim de Vida

### ***Nomenclatura Química***

Al	Alumínio
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	Etileno
CH <sub>4</sub>	Metano
Cl	Cloro
CO	Monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
CQO	Carência Química de Oxigénio
Cu	Cobre
HCl	Ácido Clorídrico
Hg	Mercúrio
Mg	Magnésio
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
NH <sub>3</sub>	Amoníaco
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	lão amónia
Ni	Níquel
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	lão nitrato
NO <sub>x</sub>	Óxidos de azoto
N <sub>total</sub>	Azoto total
Pb	Chumbo
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	lão fosfato
P <sub>total</sub>	Fósforo total
Sb	Antimónio
Sn	Estanho
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre
Zn	Zinco



## 1 Introdução

O objetivo das sociedades contemporâneas já não é a maximização do crescimento económico, mas sim a criação de condições que fomentem um desenvolvimento económico sustentável.

De encontro a esta linha de pensamento, emerge o conceito de Ecologia Industrial, o qual pode ser definido como o meio pelo qual a humanidade pode deliberada e racionalmente caminhar, no sentido de manter o nível dos recursos disponíveis, em harmonia com uma evolução económica, cultural e tecnológica, ajustada às suas necessidades.

Um dos fundamentos mais importantes associados à Ecologia industrial consiste na abolição do termo “desperdício” (entendido como material sem utilidade ou valor), à semelhança do que se passa nos sistemas naturais.

Este conceito implica uma evolução tecnológica numa perspetiva lata, ou seja, entendida em duas direções complementares. Em primeiro lugar, no sentido de aumentar a ecoeficiência dos processos, minimizando a produção de resíduos e, em segundo lugar, numa abordagem fortemente multisectorial, em que se procura valorizar os resíduos, agora designados por produtos residuais, transformando-os em novos produtos com valor acrescentado noutros sectores.

O automóvel constitui, provavelmente, o melhor exemplo da interação entre o paradigma social, a tecnologia, a economia e o ambiente (Ferrão *et al.*, 2000).

### 1.1 Motivação e relevância do tema

Com o incremento da produção automóvel e consequente aumento de circulação dos mesmos, foram surgindo e tornando-se cada vez mais evidentes as consequências negativas que advêm da sua utilização. Contudo, não é apenas na fase de utilização que as preocupações com os efeitos negativos no ambiente se devem verificar, mas também após o fim de vida útil como automóvel. Nesta fase, o veículo adquire a definição de Veículo em Fim de Vida (VFV), veículos automóveis que já não conseguem cumprir o fim para o qual foram produzidos, que por sua vez está catalogado na Lista Europeia de Resíduos (LER) como sendo um resíduo perigoso, com o código 16 01 04\*, isto é, apresenta características de perigosidade para a saúde ou para o ambiente.

Um VFV é composto por uma diversidade de resíduos de diferentes naturezas, nomeadamente: (i) resíduos sólidos (p.ex. metais ferrosos e não ferrosos, borrachas,

plásticos e vidro), (ii) resíduos líquidos (óleos, líquido refrigerador, combustíveis) e (iii) outros resíduos (baterias, *airbags*, etc.). Face a esta diversidade, cada um dos resíduos necessitará de uma abordagem específica, no que diz respeito às respetivas operações de gestão.

A política nacional de resíduos assenta no paradigma da promoção do resíduo como fonte de valor, de materiais e de energia, no pressuposto de que a sustentabilidade se promove pela maximização da retenção dos recursos naturais em uso na economia e seu adequado tratamento e valorização, antes de serem devolvidos ao ambiente.

A publicação da Diretiva nº 2000/53/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 8 de Setembro, veio reconhecer a dimensão e importância da gestão de veículos e de VFV, bem como dos seus componentes e materiais. Este documento, dirigido aos veículos das classes M1 e N1, estabelece a necessidade dos Países Membros da União Europeia terem de atingir determinadas metas de reciclagem/valorização (inclui reciclagem, reutilização e valorização energética) de VFV, designadamente, a um nível mínimo de 85%/95%, permitindo apenas um nível máximo de 5% (m/m) para deposição em aterro até ao ano 2015.

Atualmente, 80% do peso total do VFV é reciclado (Nourreddine, 2007; Funazaki *et al.*, 2003; Ferrão *et al.*, 2006) durante suas as fases de tratamento, ou seja: (i) a despoluição, que é obrigatória e visa a remoção da maioria dos componentes perigosos como as baterias, combustíveis e óleos lubrificantes; (ii) o desmantelamento, que consiste na remoção de componentes automóveis, a fim de reutilizá-los caso não estejam danificados, ou na reciclagem material, como acontece por exemplo com os vidros de pára-brisas e os pára-choques plásticos (GHK / Bios, 2006; Dalmijn *et al.*, 2007); e, finalmente, (iii) a fase de fragmentação, em que os VFV são fragmentados em pequenos pedaços, com uma dimensão inferior a 10 cm, e separa os materiais metálicos, ferrosos e não ferrosos, enviando-os para reciclagem. A quantidade desta fração metálica ronda os 60% do peso total do veículo (Ferrão *et al.*, 2006; Nourreddine, 2007).

Os restantes 20% são designados por Resíduos de Fragmentação Automóvel (RFA) e, atualmente, são depositados em aterro, na maioria dos países europeus (Eurostat, 2011) podendo ser de resíduos perigosos (devido a conter fluidos e metais pesados) ou de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), dependendo dos resultados da caracterização química.

Na Europa, a quantidade total de resíduos VFV anuais gerados ronda os 10 milhões de t (ACEA, 2011). É provável que a quantidade de RFA cresça nos próximos anos, devido ao aumento da quantidade de polímeros a substituir metais, nos veículos novos.

Para a União Europeia (UE) e em particular para Portugal, que fixou as suas metas de valorização nos 95% do peso do veículo, permitindo apenas um nível máximo de 5% para deposição em aterro, é comumente aceite que estas só serão alcançáveis com o desenvolvimento de novas tecnologias de separação e reciclagem de resíduos de fragmentação ou, alternativamente, maiores índices de desmantelamento de componentes, ao nível do desmantelador.

As tecnologias/métodos de separação de RFA disponíveis ainda não permitem a separação de materiais com um nível de pureza idêntico ao do desmantelamento, o que leva a que o seu enfoque incida principalmente na valorização energética e na reciclagem pontual de borrachas e plásticos. Estas tecnologias baseiam-se em equipamentos industriais de elevada capacidade, pelo que podem apresentar custos por unidade de massa de material separado, significativamente mais baixos do que o desmantelamento. Adicionalmente, o desenvolvimento de novas aplicações de reciclagem e/ou valorização, com maior tolerância ao nível de heterogeneidade dos fluxos resultantes destas tecnologias, poderá também favorecer a sua aplicação (Ferrão *et al.*, 2004).

De acordo com as prioridades de reciclagem, a aposta no desmantelamento de maiores índices de componentes é, à partida, a mais correta do ponto de vista ambiental, porque permite a separação e a obtenção de fluxos de materiais com um nível de pureza que facilita o seu envio para reciclagem duma maior quantidade de resíduos. No entanto, os custos por unidade de massa de material separado, associados a esta estratégia, são elevados e têm tendência a aumentar, dada a necessidade do uso intensivo de mão-de-obra.

Se por um lado a gestão desadequada deste fluxo emergente de resíduos VFV pode acarretar graves problemas a jusante da sua produção, por outro lado, à semelhança de qualquer produto ou serviço, os processos de valorização deste tipo de resíduos também têm um impacto ambiental associado. Neste contexto, é necessário encontrar soluções positivas, simultaneamente para o ambiente e para as atividades económicas, em que melhorias ambientais contribuam para a competitividade industrial a longo prazo (CE, 2004).

A metodologia de ACV é um processo que permite compilar os fluxos de entrada e saída e avaliar os potenciais impactes ambientais associados a um produto/processo ao longo de todo o seu ciclo de vida, desde a extração das matérias-primas, “berço”, até à deposição final no ambiente, “túmulo” (*from cradle-to-grave*) (ISO, 2006a).

A tentativa de resolução dos problemas ambientais associados à gestão de componentes ou resíduos VFV em certos países, aliada à necessidade de cumprir as metas fixadas,

---

tem vindo a estimular o interesse por parte de alguns grupos de investigadores, no sentido de elaborarem estudos que avaliem e identifiquem os potenciais impactes ambientais de algumas opções de gestão comuns ou disponíveis hoje em dia, com o objetivo de identificar e propor alternativas para a deposição em aterro atual, utilizando como ferramenta de análise, a ACV (Ciacci *et al.*, 2010; Jeong *et al.*, 2007; Schmidt *et al.*, 2004; Sawyer-Beaulieu and Tam 2005, 2008; Borgne *et al.*, 2001; Puri *et al.*, 2009; GHK / Bios, 2006).

Apesar do benefício da reciclagem de materiais ou da respetiva utilização como fontes de energia, não foram encontrados estudos que avaliem os potenciais impactes ambientais da hipotética inclusão de uma estratégia de desmantelamento suplementar à obrigatória, imposta aos países membros da UE.

É neste sentido que se começa a tornar clara a necessidade de complementar algumas iniciativas já tomadas, procurando identificar, avaliar e comparar os impactes ambientais de processos de valorização de resíduos VFV, considerando todo o seu ciclo de vida, tendo em vista a concretização de um modelo integrado de gestão deste fluxo de resíduos, no sentido de reduzir os impactes ambientais do seu atual sistema de gestão.

## **1.2 Objetivos e estrutura da dissertação**

Este trabalho de investigação incide sobre a problemática dos VFV e tem como objetivo primordial identificar e quantificar os impactes ambientais inerentes ao aumento do índice de desmantelamento de componentes e/ou materiais, que atualmente não são removidos na cadeia de tratamento nacional, contribuindo desta forma para o cumprimento da Diretiva nº 2000/53/CE (5% para aterro) e para que as empresas que operam neste sector de atividade possam suportar decisões/ações bem direcionadas, com vista a um desenvolvimento sustentável.

Para concretizar o objetivo do trabalho, foi levada a cabo uma experiência de campo numa unidade empresarial de receção e desmantelamento de VFV, acreditada pela Valorcar - CaetanoLyrsa, S.A. - situada em Gandra-Valença do Minho, de maneira a possibilitar a compreensão das práticas envolvidas no processo de desmantelamento e, por conseguinte, a seleção de alguns materiais e/ou componentes suplementares com potencial de reciclagem/valorização. Por fim, foram realizados ensaios de desmantelamento destes materiais.

Neste trabalho, a metodologia ACV é aplicada, a fim de comparar e avaliar o desempenho ambiental de três cenários de gestão dos resíduos abrangidos pela proposta de desmantelamento de materiais e/ou componentes VFV. Estes cenários foram

considerados, tendo em atenção diferentes alternativas de tratamento possíveis para estes resíduos. O cenário 1, tem como referência o panorama atual do destino dos resíduos em estudo, isto é, o envio para o processo de fragmentação, no qual existe recuperação de certos metais ferrosos e não ferrosos posteriormente reciclados, e envio da fração restante (RFA) para aterro. Por sua vez, o cenário 2, ao invés de depositar em aterro os RFA, considera a sua incineração com recuperação de energia. Por último, o cenário 3, tem em conta o desmantelamento adicional de componentes e/ou materiais automóveis. Este cenário assume a reciclagem de certos materiais (metais ferrosos e não ferrosos) e, para os que não possuem valor comercial (p.ex. têxteis, plásticos, borracha, etc.), tendo em conta que são um precioso recurso dada a sua natureza combustível, são tratados e processados de forma a serem encaminhados como Combustíveis Sólidos Recuperados (CSR) para a indústria cimenteira.

Esta análise comparativa é crucial para perceber de que forma a ACV pode funcionar como ferramenta de decisão e apoio na concretização de um modelo integrado de gestão dos resíduos VFV.

Este trabalho representa mais um passo na matéria de avaliação ambiental de diferentes opções disponíveis, ao nível de gestão de VFV. Apresenta ainda um carácter inovador, no que diz respeito à avaliação dos impactes ambientais, apostando em maiores índices de desmantelamento de componentes no sistema de tratamento de VFV e na análise comparativa entre três cenários de gestão destes resíduos em questão, em termos de benefícios resultantes da conservação de recursos não renováveis e redução da quantidade de resíduos a enviar para aterro.

Com vista a alcançar os objetivos propostos, iniciou-se este trabalho com uma revisão à bibliografia existente, no que diz respeito ao estado da arte de VFV e que se apresenta no Capítulo 2. No Capítulo 3, é desenvolvida uma proposta de desmantelamento de materiais e/ou componentes automóveis. No Capítulo 4, descreve-se cada uma das fases da metodologia de ACV, à luz das normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b). De seguida, o Capítulo 5 consiste na aplicação da ACV à gestão de VFV, propriamente dito, com a definição de objetivo e âmbito, a recolha de dados de inventário e a metodologia de avaliação de impactes. No Capítulo 6, são apresentados e discutidos os resultados da metodologia de ACV adotada. Finalmente, no Capítulo 7, são tecidas as principais conclusões decorrentes deste estudo de ACV e sugeridas algumas propostas a realizar num trabalho futuro.



## **2 Estado da arte dos VFV**

### **2.1 Introdução**

Este capítulo analisa a importância da indústria automóvel, em termos económicos e ambientais, sendo dado maior ênfase aos aspetos relacionados com o fim de vida de um veículo. Neste contexto, são abordados os problemas relativos aos VFV e discutidas as principais pressões/metabológicas legislativas. Em seguida, são apresentadas as operações unitárias de tratamento de VFV, bem como a situação nacional atual do processamento de VFV. Por último, são apresentadas alternativas de valorização de VFV, bem como uma alusão às opções tecnológicas para o tratamento dos RFA, onde se faz uma breve abordagem de diversos projetos europeus e japoneses já implementados ou em fase de implementação.

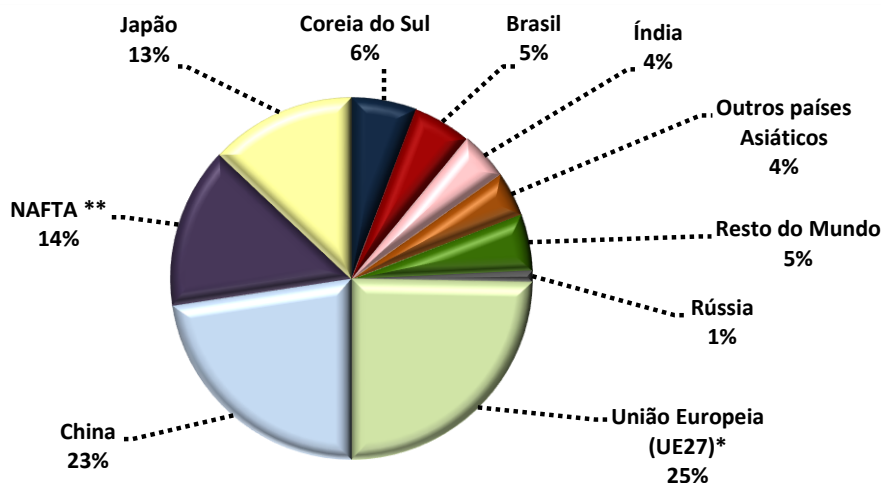
### **2.2 A indústria automóvel**

A atividade industrial desempenha um papel importante no crescimento económico. No entanto, esta atividade acompanha um risco ambiental, na medida em que interfere no equilíbrio da natureza. Numa análise das indústrias poluidoras com intensa utilização de recursos naturais está o ramo da indústria automóvel que, nos últimos tempos, tem tido uma forte expansão em todo o mundo.

Os veículos são bens destinados ao transporte, assumindo cada vez maior importância no bem-estar e desenvolvimento da comunidade, estando largamente difundidos nas sociedades industrializadas (Rosa, 2009).

A produção de automóveis tem aumentado nos últimos 20 anos, alcançando, segundo a *European Automobile Manufacturers Association* (ACEA), cerca de 61,7 milhões de unidades em 2009, sendo a UE o produtor principal com cerca de 15,2 milhões de unidades produzidas (aproximadamente 25% da produção mundial de automóveis) (ACEA, 2010).

Na figura seguinte está representado o modo como a produção de veículos se distribui no mundo.



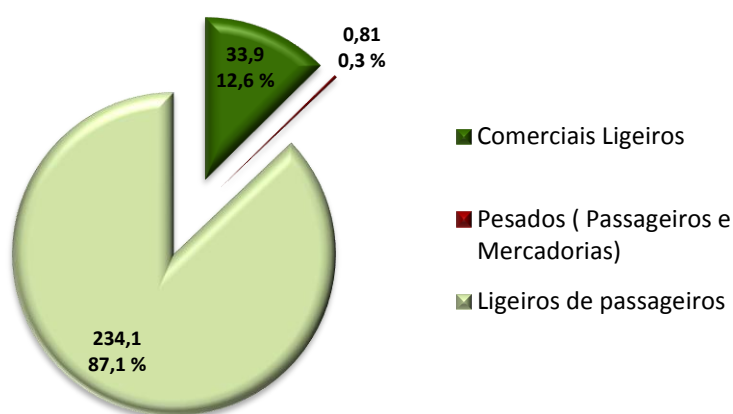
\*27 Países incluídos

\*\*NAFTA (North American Free Trade Agreement – Canada, México e EUA)

**Figura 2.1** Produção mundial de veículos automóveis em 2009 (ACEA, 2010).

De acordo com projeções da *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD), o número total de veículos crescerá cerca de 32% entre o ano de 1997 e o ano de 2020 (Smith, 2003).

A frota automóvel em uso na UE rondava em 2001 os 180 milhões, mas em 2008 atingiu os 268,9 milhões de unidades (ACEA, 2010; Freire, 2008). Destes veículos automóveis em circulação, 87,1% são ligeiros de passageiros (234,1 milhões de unidades) (ACEA, 2010). Este facto poderá ser observado na figura seguinte.



**Figura 2.2** Frota automóvel em uso na Europa (2008) (em milhões) (ACEA, 2010).

A distribuição mundial dos veículos ligeiros de passageiros pode ser visualizada na figura seguinte.



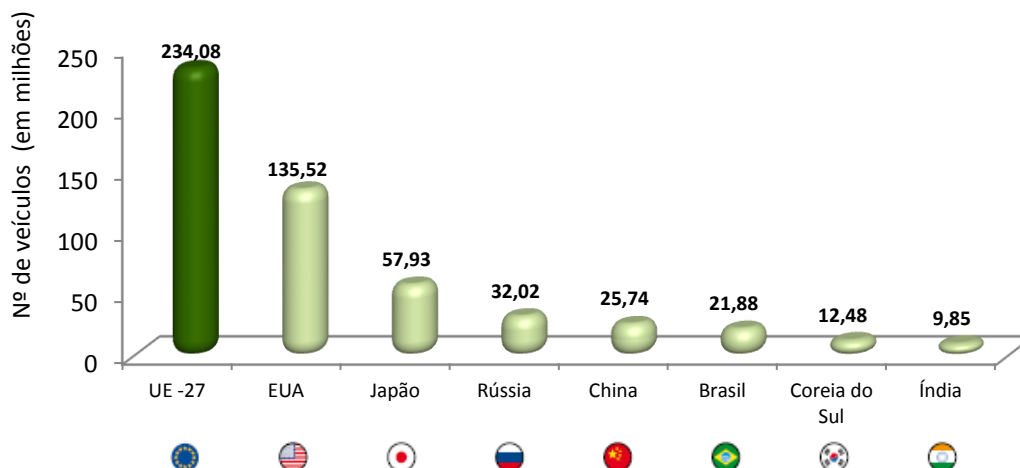


Figura 2.3 Distribuição de veículos ligeiros de passageiros nos finais do ano 2008 (ACEA, 2010).

Como se pode observar, a UE é a região com maior número de veículos ligeiros de passageiros, seguida dos Estados Unidos da América (EUA) e Japão. Na Europa, os países que se destacam são a Alemanha, a Itália e a França (ACEA, 2010).

Em Portugal, a indústria automóvel corresponde atualmente a 4% do Produto Interno Bruto (PIB). Segundo a Associação do Comércio Automóvel de Portugal (2010), o parque automóvel nacional de ligeiros ultrapassou os 5,8 milhões de veículos. (Valorcar, 2011a). Os automóveis ligeiros de que se fala incluem a categoria M1 (destinados ao transporte de passageiros com 8 lugares sentados no máximo, além do lugar do condutor) e N1 (destinados ao transporte de mercadorias com peso inferior ou igual a 3,5 t). A Figura 2.4 demonstra a evolução das vendas destes veículos no território português.

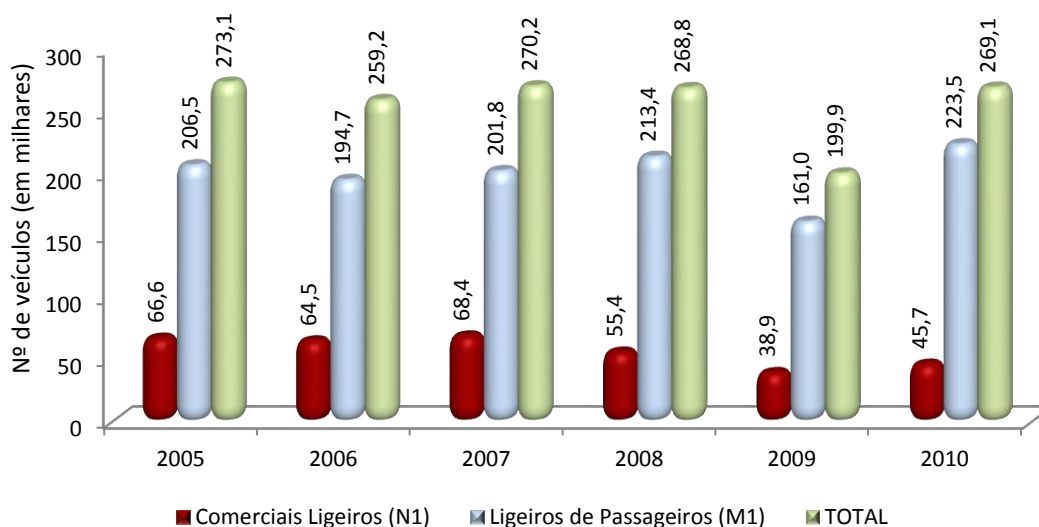


Figura 2.4 Evolução do número de veículos ligeiros novos matriculados no território nacional no período de 2005-2010 (Valorcar, 2011a).

Como se verifica, desde o ano 2005 até 2008, os valores mantiveram-se relativamente constantes, vendendo-se aproximadamente 270 mil veículos ligeiros novos/ano. Relativamente ao ano de 2009, verificou-se que foram matriculados no território nacional aproximadamente 200 mil veículos ligeiros novos, o que correspondeu a um decréscimo de 25% face ao verificado no ano anterior (foram comercializadas menos cerca de 69 mil veículos do que em 2008). Este é o valor mais baixo atingido dos últimos 22 anos, sendo a crise económica e a elevada fiscalidade apontados como os grandes responsáveis por esta situação. Verifica-se ainda que, no ano passado, foram matriculados no território nacional por representantes oficiais das marcas, cerca de 270 mil veículos ligeiros novos, o que correspondeu a um aumento de 35% face ao verificado no ano anterior (Valorcar, 2011a). É notório ainda que a maioria dos veículos a circular no território português é do tipo ligeiro de passageiros (M1).

Relativamente às importações para território nacional, de acordo com dados da ACAP, no ano passado foram importados cerca de 24 mil veículos ligeiros usados, o que representou quase 11% do mercado de veículos ligeiros novos. Nos anos anteriores houve um abrandamento deste fenómeno, mas as alterações fiscais introduzidas no Orçamento de Estado para 2011 vieram desonerar esta importação, pelo que se antecipa o seu aumento, o que não deixa de ser bastante preocupante, já que estes têm normalmente uma idade avançada, acabando por se transformar em VFV rapidamente. Desta forma, serão geridos no âmbito do Sistema Integrado de Gestão de Veículos em Fim de Vida (SIGVFV) (mais adiante analisado), sem que tenham contribuído financeiramente para o mesmo (Valorcar, 2011a).

Neste contexto, o facto dos veículos motorizados estarem tão difundidos, a indústria e as atividades ligadas ao sector automobilístico são importantes para a evolução mundial das vertentes socio-económica e ambiental.

O automóvel, ao longo dos últimos 30 anos, tornou-se um dos produtos mais importantes das sociedades industrializadas, sendo ultrapassado apenas pela habitação, na lista de prioridades das famílias dos países industrializados (Amaral, 2005). Todavia, o automóvel atinge o seu fim de vida em, relativamente, poucos anos.

## **2.3 Ciclo de vida do automóvel**

O ciclo de vida de um veículo pode dividir-se em 4 fases: (i) o processamento e escolha de materiais, (ii) a produção, (iii) a utilização e manutenção e (iv) a fase final de vida, conforme apresentado na Figura 2.5.

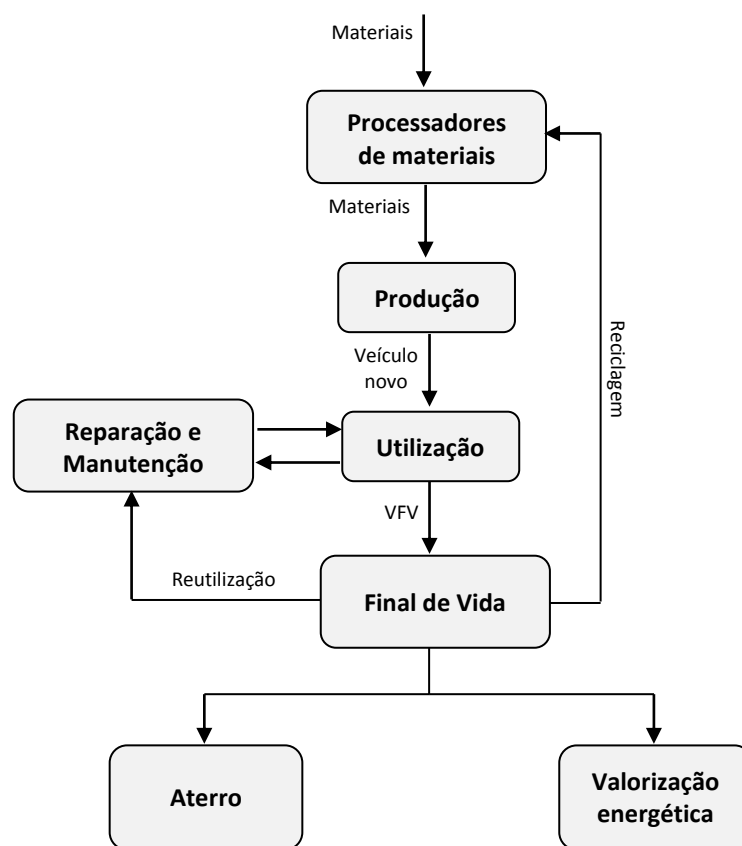


Figura 2.5 Representação do ciclo de vida de um automóvel (Adaptado de: Rosa, 2009).

Em cada etapa, inevitavelmente, as consequências negativas para o ambiente são várias, salientando-se o consumo de energia e recursos, emissão de gases de efeito de estufa e outras substâncias perigosas e a geração de resíduos, sobretudo no final do referido ciclo. Nesta última etapa, os veículos adquirem a designação de “Veículos em Fim de Vida” (VFV).

Em consequência do crescente aumento da quantidade de veículos no mundo, o potencial de geração de VFV tem progressivamente aumentado ao longo dos anos.

## 2.4 Fim de vida dos veículos

A evolução tecnológica permanente, a criação de novos modelos e a maior sofisticação dos seus componentes contribuem para que a durabilidade de um veículo tenha tendência a diminuir. Os custos de reparação são mais elevados e a mão-de-obra especializada para a manutenção dos veículos também é mais escassa (Dias, 2005).

Atualmente, a idade média dos veículos automóveis na UE ronda os 8 - 12 anos e mais de 65% dos veículos possui idade inferior a 10 anos (ACEA, 2010).

Os VFV correspondem genericamente aos veículos que, não apresentando condições para a circulação, em consequência de acidente, avaria, mau estado ou outro motivo, chegaram ao fim da respetiva vida útil, passando a constituir um resíduo, que por sua vez está catalogado na LER como sendo um resíduo perigoso, com o código 16 01 04\*, isto é, apresenta características de perigosidade para a saúde ou para o ambiente.

#### 2.4.1 Quantidade de VFV gerada anualmente

Na Europa, o número de VFV ronda os 10 milhões (ACEA, 2011). Porém, com o constante aumento do número de novos veículos anualmente matriculados, o problema tenderá a agravar-se nos próximos anos, estimando-se que em 2015 o número de VFV na Europa atinja os 14 milhões (Eurostat, 2011).

Em Portugal, o número de automóveis ligeiros em circulação, em 2010, rondava os 5,8 milhões veículos (Valorcar, 2011a). Estima-se, com alguma fiabilidade, que atualmente cheguem por ano ao final de vida em Portugal cerca de 200 000 veículos das categorias M1 e N1, ou seja, sensivelmente 4% do parque automóvel ligeiro nacional, o que corresponde aproximadamente a 550 veículos por dia (Valorcar, 2011a).

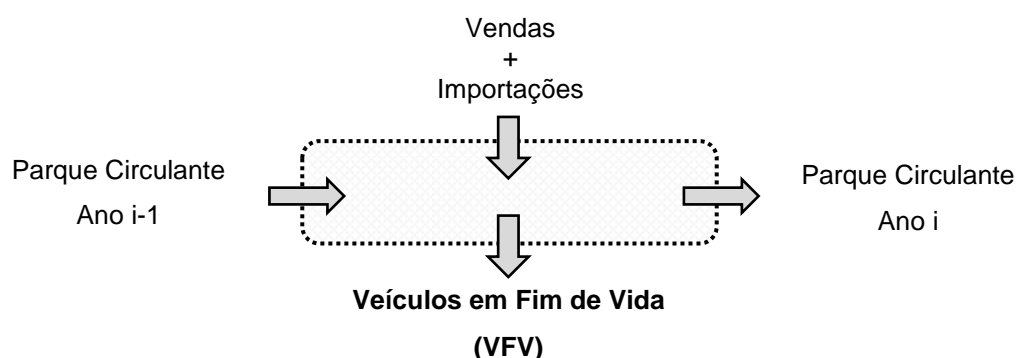


Figura 2.6 Determinação do número de VFV (Dias, 2005).

Tal como a Figura 2.6 nos elucida, a estimativa do número de VFV para um determinado ano ( $i$ ),  $VFV_i$ , é calculada usando a Equação 1 (Ferrão *et al.*, 2000).

$$VFV_i = V_i - (S_i - S_{i-1}) \quad (1)$$

Onde  $S_i$  e  $S_{i-1}$  correspondem ao parque circulante de automóveis ligeiros no ano  $i$  e no ano anterior, respetivamente;  $V_i$  corresponde ao número de veículos introduzidos no parque circulante de automóveis ligeiros no ano  $i$ , os quais resultam das vendas de veículos novos e da importação de veículos usados.

Em relação à evolução do número de VFV, é de prever que este aumente, atendendo a fatores como o aumento do número de veículos importados usados bem como ao aumento das vendas de veículos novos (e do parque automóvel), a longo prazo.

#### 2.4.2 Composição dos VFV

Os materiais utilizados no fabrico de um automóvel, bem como os respetivos métodos de conceção e de montagem, influenciam a forma como decorrerá o seu tratamento quando este se converte num VFV (Freire, 2008).

Os VFV são produtos bastante complexos, compostos por inúmeros materiais, sendo a sua massa média por veículo de aproximadamente 1 t (Zoboli *et al.*, 2000).

O grupo de materiais existente em maior quantidade num VFV corresponde aos metais ferrosos (aços e ferro). Para além destes, são também significativos os conteúdos em plásticos, borrachas, metais não ferrosos (alumínio e cobre) e vidro (Amaral, 2005).

Zoboli *et al.* (2000) referiram que, em 1965, a massa total de um veículo europeu incluía cerca de 82 % de metais ferrosos e não ferrosos (2 % alumínio) e 2 % de plásticos. Na década de 80 o conteúdo médio de metais ferrosos e não ferrosos foi reduzido para 74-75 % (com 4,5 % de alumínio) e o conteúdo de plásticos aumentou para os 8-10 %. A composição média dos veículos automóveis em 1998 na UE encontra-se ilustrada na Figura 2.7, a qual mostra claramente o aumento do conteúdo em alumínio (~8 %) na massa total do veículo (Kanari *et al.*, 2003).

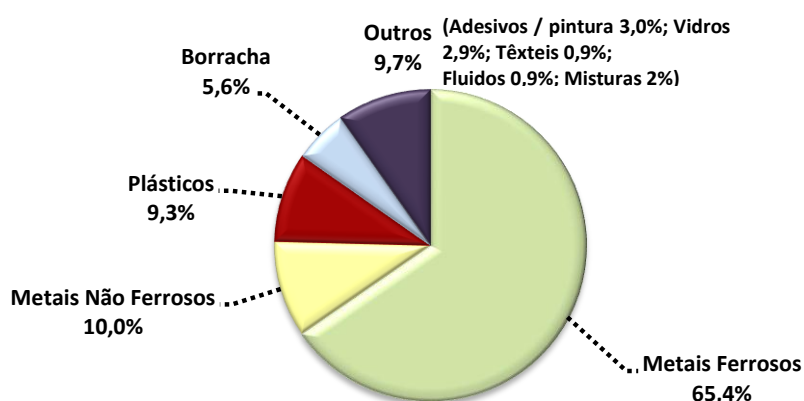


Figura 2.7 Composição material média do veículo genérico europeu (1998) (Kanari *et al.*, 2003).

De acordo com a Figura 2.7, a categoria dos metais ferrosos inclui materiais como o ferro e os aços de baixo e de alto limite elástico. Por sua vez, os metais não ferrosos incluem materiais como o alumínio (Al), o cobre (Cu), o zinco (Zn), o chumbo (Pb) e o magnésio (Mg).

A categoria dos plásticos e outros polímeros sintéticos pode apresentar uma grande variedade de materiais. Os primeiros encontram numerosas aplicações, tanto resistentes (p.ex. pára-choques) como não (p.ex. painéis de instrumentos, forros), enquanto que os segundos têm largamente suplantado as fibras naturais em estofos e tapetes, devido à sua maior resistência ao uso e facilidade de limpeza (Ferrão *et al.*, 2000).

Como principais tipos de plásticos e outros polímeros sintéticos correntemente utilizados no fabrico automóvel, podem-se referir os seguintes: polipropileno (PP), acrilonitrila butadieno estireno (ABS), policarbonato (PC) poliuretano (PUR) polietileno (PE) Etileno polipropileno dieno metacrilato (EPDM) e poliamida (vulgo nylon).

Para finalizar, a categoria das borrachas inclui principalmente os pneus e os outros compreendem os materiais não abrangidos pelos grupos anteriores, tais como os vidros, os fluidos, entre outros.

De acordo com a informação encontrada na literatura, constata-se que a composição média dos veículos produzidos nos anos 90 (vide Figura 2.7) sofreu uma redução dos metais (com a exceção do alumínio) e de aumento dos materiais não metálicos, com especial destaque para os plásticos.

A diminuição dos metais ferrosos deve-se principalmente à diminuição dos conteúdos em ferro e em aços de baixo limite elástico, os quais foram, em parte, substituídos por aços de elevada resistência, o que se justifica pela melhor relação resistência / densidade. (Amaral, 2005).

A tendência de incorporação de materiais mais leves (alumínio e plástico) pode ser explicada com base na necessidade de reduzir o peso do automóvel e, consequentemente, contribuir para a economia de combustível e para a redução das emissões de gases poluentes. Por exemplo, uma redução de 100 kg no peso do veículo permite uma poupança de 0,7L/100 km de combustível. Por outro lado, o aumento da fração dos plásticos representa um acréscimo na quantidade de material para o qual, a opção de reciclagem/recuperação é limitada por razões técnicas, económicas e de segurança (Freire, 2008). Este facto implicará uma alteração da atual cadeia de tratamento de VFV e/ou o desenvolvimento de novas tecnologias, que permitam cumprir as metas de reciclagem estabelecidas pela legislação (Amaral, 2005).

Tomando em consideração que hoje em dia, o tempo de vida útil de um automóvel ronda os 8-12 anos (na UE), significa que os veículos produzidos em 1998, cuja composição está apresentada na Figura 2.7, deverão ser representativos dos veículos que atingem atualmente o fim de vida nos países da UE e, evidentemente, em Portugal.

Tendo em conta esta composição média apresentada acima e um peso médio de 1000 kg por VFV, verifica-se que o fluxo médio anual de VFV estimado para Portugal (200 000 unidades), corresponde a uma massa total de 200 000 t. A ordem de grandeza dos materiais é apresentada na tabela seguinte.

*Tabela 2.1 Quantidades discriminadas dos materiais correspondentes ao fluxo anual de VFV estimado para Portugal.*

<b>Grupos de materiais</b>	<b>Veículo automóvel genérico europeu de 1998 (Kanari <i>et al.</i>, 2003) [%]</b>	<b>Quantidades estimadas [t]</b>
Metais Ferrosos	65,4	130 800
Metais não ferrosos	10,0	20 000
Plásticos	9,3	18 600
Borracha	5,6	11 200
Outros	9,7	19 400
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>	<b>200 000</b>

Os VFV constituem assim, anualmente e no espaço nacional, 200 mil t de resíduos, que têm de ser corretamente geridos.

#### **2.4.3 A problemática dos VFV**

As preocupações da indústria automóvel advêm não só do incremento da produção e utilização de veículos, mas também do número de VFV, que se tem tornado num problema crescente.

Os VFV, para além de serem responsáveis por impactes visuais negativos, a sua acumulação em depósitos de sucata a céu aberto ou na via pública, trazem repercussões, uma vez que consomem espaço, diminuem a mobilidade dos cidadãos e absorvem recursos económicos com a sua gestão.

No âmbito do desenvolvimento sustentável, o problema dos VFV pode ser avaliado segundo três vertentes (Smith *et al.*, 2004):

- **Económica** - o seu tratamento tem custos elevados, acrescidos desde 2000 com a implementação das medidas impostas pela UE e transpostas para a legislação portuguesa em 2003;
- **Ambiental** - prejudicam a qualidade de vida dos bairros residenciais, onde o problema é especialmente grave, pois são pontos negros para a paisagem urbana e focos de poluição, constituindo um fator de agressão ambiental. Os VFV são considerados

resíduos perigosos, por conterem na sua composição materiais como os óleos (de motor, de travões, etc.), os filtros de óleo, as pastilhas de travões contendo amianto, as baterias (acumuladoras de chumbo), os componentes explosivos (*airbags*), além de outros contendo diversas substâncias perigosas (como mercúrio ou bifenilos policlorados), que por lixiviação e percolação podem atingir e contaminar os solos e lençóis freáticos. Por outro lado, ainda nesta vertente, verifica-se um desperdício de recursos, uma vez que a maioria dos materiais utilizados na fabricação dos automóveis pode ser reciclada.

- **Social** - consomem espaço e atraem vandalismo, são focos de incêndio e geram um ambiente de degradação;

Como já supracitado, em Portugal, por ano, em média são produzidos 200 mil VFV, que necessitam de ser convenientemente manuseados para que os seus impactes possam ser minimizados. O reconhecimento da dimensão e importância da gestão de veículos e de VFV, bem como dos seus componentes e materiais, foi feito aquando da publicação da Diretiva nº 2000/53/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 8 de Setembro.

A redução da quantidade de resíduos e da sua perigosidade, depositados em aterro e o aumento das taxas de reutilização, reciclagem e valorização de VFV, constituíram as principais motivações ambientais para a produção desta Diretiva, a qual será analisada na próxima subsecção.

## 2.5 Enquadramento legislativo

A preocupação com o tratamento de resíduos sólidos em Portugal surgiu no final dos anos 90 com a aprovação do Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de Setembro, que veio estabelecer regras para a gestão de resíduos, designadamente no que diz respeito à sua recolha, transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação, com o propósito de evitar a produção de perigos ou de danos na saúde humana e no ambiente. No que diz respeito aos VFV esta normativa teve pouco efeito, continuando-se em grande escala a fazer o desmantelamento e armazenamento de resíduos de forma pouco cuidada com impactes negativos para o ambiente.

Porém, só com a transposição da Diretiva n.º 2000/53/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de Setembro de 2000, é que o sistema de gestão dos VFV começa a ganhar contornos mais sólidos. O Decreto-Lei n.º 196/2003, de 23 de Agosto, mais tarde emendado pelo Decreto-Lei n.º 64/2008, de 8 de Abril, veio assim transpor as directrizes comunitárias para a realidade portuguesa, marcando o início das reformas que levaram à alteração substancial do sector.



### 2.5.1 Legislação Comunitária

De forma a reduzir o mais possível a poluição causada pelos VFV e, consequentemente, assegurar um elevado nível de proteção ambiental assente nos princípios hierárquicos da prevenção, recolha, tratamento, reutilização e valorização, a UE aprovou a Diretiva n.º 2000/53/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho (de 18 de Setembro). A diretiva mencionada procura prevenir e limitar os resíduos e melhorar a reutilização, reciclagem e recuperação dos VFV e dos seus respetivos componentes. A conceção ecológica, a utilização de materiais reciclados, a melhoria da performance ambiental de todos os operadores económicos envolvidos no ciclo de vida dos veículos e, em especial, dos operadores que lidam diretamente com os produtos no seu fim de vida, é igualmente apontada como objetivo.

Os principais pontos-chave da referida Diretiva são (Diretiva 2000/53/CE; Ferrão *et al.*, 2006; Freire, 2008):

- **Artigo 4.1** – Encorajar os produtores a não só melhorarem o *design* e a produção dos seus veículos no que diz respeito às operações de desmantelamento, reutilização, reciclagem e valorização, como também a aumentar a utilização de materiais reciclados em veículos ou outros produtos, com a finalidade de desenvolver os mercados de materiais reciclados;
- **Artigo 4.2** – Proibir a partir de 1 de Julho de 2003, a utilização de mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente na composição dos veículos que entrem no mercado - salvo as exceções de alguns casos referidos no Anexo II da referida Diretiva Europeia e nas condições aí especificadas;
- **Artigo 5.1** – A recolha de todos os VFV e, na medida do possível, das peças usadas provenientes da reparação de veículos particulares, ser feita através de um sistema criado por parte dos operadores económicos;
- **Artigo 5.2 e 5.3** – Todos os veículos devem ser transferidos para instalações de tratamento devidamente autorizadas e dever-se-á criar um sistema cuja apresentação de um certificado de destruição seja requisito indispensável ao cancelamento do registo de um VFV;
- **Artigo 5.4** – A entrega do VFV numa instalação de tratamento autorizada deve ser efetuada sem custos para o último detentor e/ou proprietário em consequência de o veículo ter um valor de mercado negativo ou nulo – a partir de 1 de Janeiro de 2007 todos os veículos ficaram sujeitos a este requerimento;

- **Artigo 6.3** – Os estabelecimentos ou empresas que procedam a operações de tratamento devem garantir a possibilidade de reutilização e valorização, especialmente de reciclagem, dos componentes dos VFV.

A Diretiva 2000/53/CE define no Artigo 7.2 metas estratégicas a atingir até 2015 para os países membros da UE (em massa e apenas para os veículos das classes M1, N1 e os veículos a motor de três rodas, com exclusão dos triciclos a motor). Estas metas de tratamento de resíduos que a Diretiva estabelece estão resumidas na Tabela 2.2.

*Tabela 2.2 Metas de valorização, reciclagem e reutilização impostas pela Diretiva Europeia 2000/53/CE, para os veículos produzidos depois do ano de 1980.*

Ano	Reutilização e reciclagem	Reutilização e valorização
2006	Até ao mínimo de 80 %	Até ao mínimo de 85 % (inclui 5% de valorização energética)
2015	Até ao mínimo de 85 %	Até ao mínimo de 95 % (inclui 10 % de valorização energética)

*(Valores de massa)*

Até 1 de Janeiro de 2006, para os veículos produzidos depois de 1980, as taxas de reutilização e valorização de VFV deve ser no mínimo de 85 %, (reciclagem de 80%), em massa, em média, por veículo e por ano.

O mais tardar até 1 de Janeiro de 2015, a reutilização e valorização de todos os VFV deve ser aumentada para um mínimo de 95 %, (reciclagem de 85%), em massa, em média, por veículo e por ano. Deverão assim ser valorizados pelo menos 95%, com um mínimo de 85% por via da reciclagem, o que significa que deixa um espaço de apenas 10% para valorização energética e, no máximo, 5% para deposição em aterro.

Segundo a Eurostat (2011), alguns Estados-Membros como a Irlanda, Espanha, França, Itália, não conseguiram atingir os objetivos propostos até ao ano de 2006. Uma das principais razões encontra-se relacionada com o atraso verificado pelos governos na transposição da diretiva para os seus quadros jurídicos. As diferenças nos mercados de materiais recuperados/reciclados, custos de mão-de-obra, custos de deposição em aterro, bem como as diferenças nos níveis de qualidade e profissionalismo na recolha e desmantelamento em fábricas de processamento e tecnologia, constituem outros fatores (Toyota, 2002).

### **2.5.2 Legislação Nacional**

Com o intuito de dar prossecução aos objetivos estabelecidos na Diretiva Europeia relativa aos VFV, o governo português transpôs para a ordem jurídica interna a Diretiva mencionada mediante a promulgação do Decreto-Lei n.º 196/2003 de 23 de Agosto, na redação que lhe foi dada pelo Decreto-Lei n.º 64/2008, de 8 de Abril, a fim de garantir a redução da quantidade de resíduos a eliminar provenientes dos VFV, procurando a contínua melhoria do desempenho dos operadores intervenientes no ciclo de vida dos veículos, especialmente aqueles que estão envolvidos no tratamento de VFV. Este diploma estabelece ainda que, os operadores que intervêm no ciclo de vida dos veículos, devem adotar as medidas adequadas para que as taxas de reutilização, valorização e reciclagem atinjam os índices impostos pela Diretiva Europeia. Nos documentos legais anteriormente referidos, todos os veículos motorizados são abordados. No entanto, as classes que são objeto de maior detalhe são a M1, N1 e os veículos a motor de três rodas. De facto, a grande maioria dos requerimentos destes decretos destina-se apenas ao processamento das três referidas classes. Requisitos essenciais nos regulamentos que se aplicam à gestão de VFV, como a responsabilização dos produtores e as metas de reutilização, reciclagem e valorização, são exclusivos destes tipos de veículos. Em termos gerais, as outras classes são englobadas com as restantes três, apenas nas vertentes relacionadas com o modo como os operadores devem desempenhar as suas atividades, na obrigatoriedade do último proprietário ter de entregar o seu VFV às instalações autorizadas e no capítulo ligado ao cancelamento da matrícula e emissão do certificado de destruição. Neste sentido, pode-se afirmar que, em Portugal, a gestão de VFV está especificamente vocacionada para os veículos da classe M1, N1 e veículos a motor de três rodas. (Decreto-Lei n.º 196/2003; Rosa, 2009).

A legislação em vigor determina que (Decreto-Lei n.º 196/2003):

- Todos os operadores são responsáveis pela gestão de VFV, seus componentes e materiais;
- Os operadores de reparação e manutenção de veículos são responsáveis pelo adequado encaminhamento para tratamento dos componentes ou materiais que constituem resíduos e que sejam resultantes de intervenções por si realizadas em veículos, sem prejuízo da aplicação de outros regimes legais, em matéria de óleos usados, acumuladores usados e de pneus usados, e nos termos do disposto no Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro.
- Os proprietários e/ou detentores de VFV são responsáveis pelo seu encaminhamento para um centro de receção ou para um operador de desmantelamento;

- Os fabricantes ou importadores de veículos são responsáveis por assegurar a receção de VFV nos centros de receção e nos operadores de desmantelamento, nos termos do n.º 7 e 10 do artigo 14º do Decreto-Lei n.º 196/2003 de 23 de Agosto;
- Os operadores de receção, transporte e tratamento de VFV são responsáveis por desenvolver a sua atividade sem colocar em perigo a saúde pública e o ambiente;
- Os operadores são responsáveis por adotar as medidas adequadas para privilegiar a reutilização efetiva dos componentes reutilizáveis, a valorização dos não passíveis de reutilização, com preferência pela reciclagem, sempre que viável do ponto de vista ambiental, não descurando os requisitos de segurança dos veículos e do ambiente, tais como o ruído e das emissões para a atmosfera;
- Sem prejuízo do disposto no n.º 10 do artigo 14º do Decreto-Lei n.º 196/2003 de 23 de Agosto, a entrega de um VFV num centro de receção ou num operador de desmantelamento designado pelo fabricante ou importador de veículos ou pela entidade gestora, é efetuada sem custos para o seu proprietário ou detentor, ainda que esse VFV tenha um valor de mercado negativo ou nulo;
- De acordo com o artigo 9º do Decreto-Lei n.º 196/2003 de 23 de Agosto, os fabricantes ou importadores de veículos devem submeter a gestão de VFV a uma entidade gestora do sistema integrado, desde que devidamente licenciada para exercer essa atividade.

De modo a responder aos desafios da legislação comunitária e nacional sobre gestão de VFV, foi criada, em Agosto de 2003, pela Associação do Comércio Automóvel de Portugal (ACAP), pela Associação dos Industriais de Automóveis (AIMA) e pela Associação Nacional dos Recuperadores de Produtos Recicláveis (ANAREPRE), uma entidade privada, sem fins lucrativos, sendo os seus resultados contabilísticos obrigatoriamente reinvestidos ou utilizados na sua atividade ou atividades conexas, denominada **Valorcar – Sociedade de Gestão de Veículos em Fim de Vida, Lda.** (Valorcar, 2011b).

A Valorcar encontra-se licenciada através do Despacho Conjunto n.º 525/2004, de 21 de Agosto, dos Ministérios da Economia, das Obras Públicas, Transportes e Habitação e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, a qual constitui a entidade gestora do SIGVFV.

O principal objetivo da Valorcar é o de contribuir para que os objetivos nacionais de gestão de VFV sejam alcançados. Para tal, deverá (Valorcar, 2011c):

- Organizar uma rede nacional de centros de receção e tratamento, onde os proprietários/detentores de VFV podem realizar a sua entrega gratuitamente;

- Promover a investigação e o desenvolvimento de novos métodos e ferramentas de desmantelamento, de separação dos materiais resultantes da fragmentação e de soluções de reciclagem para os componentes e materiais dos VFV;
- Promover a sensibilização e a informação sobre os procedimentos a adotar em termos de gestão de VFV, seus componentes e materiais;
- Monitorizar o sistema integrado, nomeadamente no que respeita ao fluxo de VFV e dos componentes e materiais resultantes do seu tratamento (Protocolo para Gestão de Veículos em Fim de Vida, entre a Valorcar e as Câmaras Municipais).

Através do Despacho n.º13092/2010, de 13 de Agosto, do Ministro da Economia, da Inovação e do Desenvolvimento, do Ministro das Obras Públicas, Transportes e Comunicações e do Secretário de Estado do Ambiente, foi concebida à Valorcar a segunda licença como entidade responsável pelo SIGVFV.

Esta nova licença é válida de 1 de Janeiro de 2010 até 31 de Dezembro de 2015, sendo de destacar (Valorcar, 2011a):

- A introdução de uma taxa mínima de recolha de VFV, indexada ao universo do número de certificados de destruição emitidos anualmente a nível nacional (ver *Tabela 2.3*);

*Tabela 2.3 Taxa de recolha mínima de VFV para o período do ano 2010-2015 (Despacho n.º13092/2010).*

	2010	2011	2012	2013	2014	2015
<b>Taxa de recolha mínima</b>	55%	60%	65%	70%	75%	80%
<i>(Valores de massa)</i>						

- A fixação de um novo número mínimo de centros acreditados pela Valorcar com uma adequada distribuição geográfica (mínimo de 60 centros no continente até 31 de Dezembro de 2013).

Na sequência da publicação da nova licença válida para o Continente, a Valorcar solicitou também a renovação das suas licenças para as Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira. Este processo aguarda que a decisão seja tomada (Valorcar, 2011a).

Em Portugal não existe nenhum sistema integrado alternativo ao SIGVFV nem fabricantes/importadores que tenham optado pela constituição de um sistema individual. No âmbito do Sistema Integrado, a responsabilidade dos fabricantes/importadores é transferida destes para a Valorcar, mediante contrato escrito. Esta transferência implica o

pagamento de uma Prestação Financeira Anual (PFA), a qual se destina a financiar o funcionamento da Valorcar.

## 2.6 Gestão integrada de VFV

Conforme foi anteriormente referido, o Decreto-Lei 196/2003, mais tarde retificado pelo Decreto-Lei 64/2008, estabelece o quadro legal do sistema que gere o final de vida dos veículos em Portugal. No mesmo sentido que a Diretiva 2000/53/CE, os principais destinatários são os veículos da classe M1, N1 e veículos a motor de três rodas. Os produtores são os principais atores deste sistema, assumindo o papel de coordenação das operações executadas no fim de vida dos veículos. Caso se verifique que o valor de mercado do VFV é negativo, os produtores são igualmente responsáveis pelo financiamento das operações executadas no âmbito da gestão de VFV. Para o cumprimento das suas responsabilidades, a generalidade dos produtores em Portugal escolheram adotar o sistema do tipo coletivo, através da já referida entidade gestora Valorcar. A Figura 2.8 representa o atual esquema de gestão dos VFV a vigorar em Portugal.

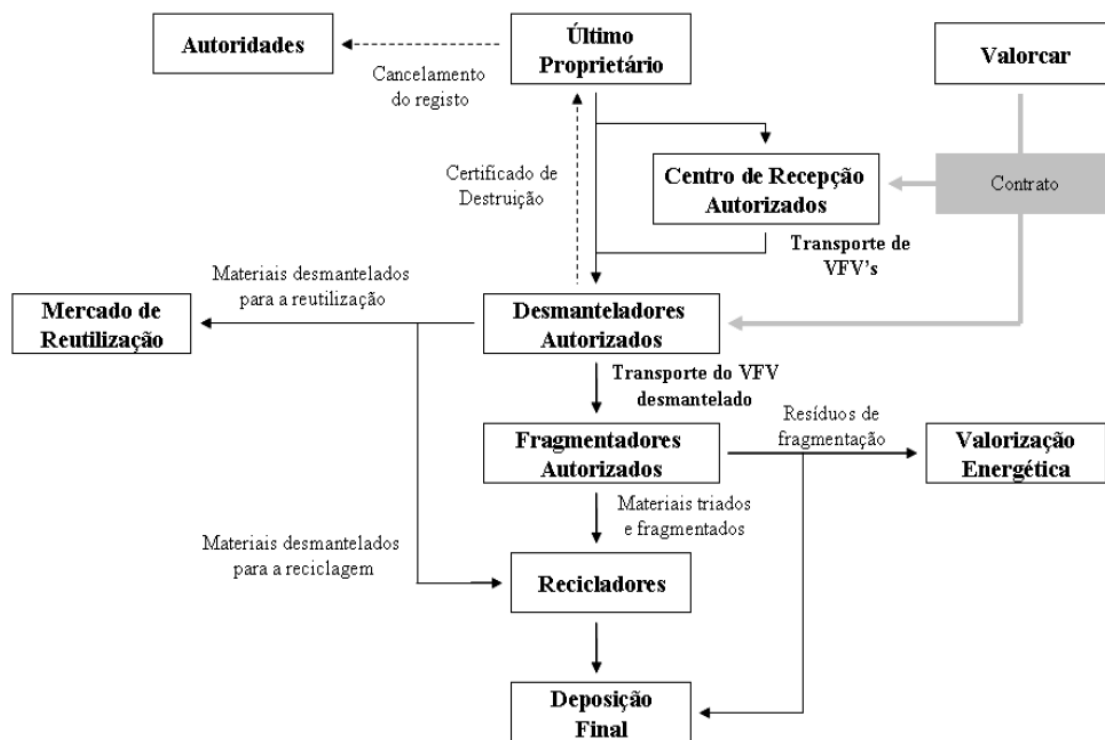


Figura 2.8 Esquema representativo da gestão dos VFV em Portugal (Rosa, 2009).

Como a Figura 2.8 demonstra, o sistema é composto por quatro grandes grupos como (i) os proprietários, (ii) as autoridades, (iii) os produtores (sob a forma da Valorcar) e (iv) os operadores do sistema de transporte e tratamento do fluxo de resíduos relativo aos VFV.

De acordo com o fluxograma, quando a viatura perde quase a totalidade do seu valor para o detentor/proprietário, este em geral tem duas opções: revende-a a outro utilizador ou entrega-a para abate. Caso se verifique a segunda condição, o detentor/proprietário de um VFV deve entregá-lo nos centros de receção ou centros de desmantelamento (desmanteladores) devidamente autorizados (em Portugal devem pertencer à rede Valorcar). Esta entrega é gratuita (exceto nas situações em que o veículo não possua motor, veios de transmissão, caixa de velocidades, catalisador, unidades de comando eletrónico, carroçaria ou tenha no seu interior resíduos adicionais) e garante que o VFV será tratado de forma ambientalmente correta e que o certificado de destruição é emitido, documento este indispensável para que o registo de propriedade e matrícula sejam cancelados e, conseqüentemente, desvinculado o Imposto Único de Circulação (IUC). Assim sendo, o proprietário é motivado a participar no esquema legal de processamento de VFV sob pena de vir a ter que pagar o imposto, caso opte por outro tipo de soluções. Como exemplo, qualquer veículo que seja abandonado ou entregue a centros não licenciados, o titular do registo continuará a pagar o respetivo IUC.

Uma vez no centro de desmantelamento, o VFV é submetido a dois tipos de operações: (i) despoluição e (ii) promoção da reutilização e da reciclagem.

Depois de desmantelados, os VFV são encaminhados para os fragmentadores onde são sujeitos a operações de corte, retalhamento e trituração (Veasey *et al.*, 1993; Kanari *et al.*, 2003; Ferrão *et al.*, 2006; Nourreddine, 2007; Valorcar, 2011d).

Os equipamentos e procedimentos utilizados pelos diversos intervenientes na gestão dos VFV, bem como os respetivos direitos e responsabilidades, serão descritos, em maior detalhe, nas subsecções seguintes.

### **2.6.1 Operação unitária de tratamento de VFV - Desmantelamento**

O desmantelamento do VFV é o primeiro processo envolvido no tratamento e o de maior importância. A eficiência da sua execução determina a possibilidade de reutilização e reciclagem das peças e componentes, bem como o grau de contaminação da carcaça a fragmentar (Freire, 2008; Toyota, 2002).

Desde a entrada em vigor do Decreto-Lei 196/2003 de 23 de Agosto, os operadores passaram a ser obrigados a realizar as operações despoluição e promoção da reutilização e reciclagem de peças e componentes do VFV, referidas anteriormente.

O desmantelamento dos VFV é assim iniciado com a **operação de despoluição**. Esta etapa deve ser completada num prazo máximo de oito dias úteis após a receção do VFV e compreende as seguintes operações (Valorcar, 2011e):

- Remoção das baterias, dos filtros de óleo e dos depósitos de gás de petróleo liquefeito (GPL);
- Neutralização dos componentes pirotécnicos (*airbags* e pré-tensores dos cintos de segurança);
- Remoção, recolha e armazenagem separadas de qualquer fluido contido no VFV: (i) combustível (gasóleo ou gasolina), (ii) óleo lubrificante (do motor e da caixa de velocidades), (iii) óleo dos sistemas hidráulicos, (iv) líquido de arrefecimento, (v) fluido dos travões e (vi) fluido do sistema de ar condicionado, a menos que sejam necessários para efeitos de reutilização das peças visadas;
- Remoção, na medida do possível, dos componentes identificados como contendo mercúrio;
- Remoção dos componentes e materiais rotulados ou de outro modo identificados nos termos do Anexo I do Decreto-Lei n.º 196/2003.

Esta etapa, quando efetuada corretamente, permite obter posteriormente, resíduos de fragmentação com baixos níveis de contaminação (Harder *et al.*, 2007).

Após a tarefa de despoluição, tem-se a **operação de promoção da reutilização e reciclagem de peças e componentes**. Esta etapa deve ser completada num prazo máximo de quarenta e cinco dias úteis após a receção do VFV e compreende a remoção dos seguintes materiais (Valorcar, 2011b):

- Todos os componentes suscetíveis de reutilização como peças em segunda mão, quando técnica e economicamente viável, desde que a sua comercialização não seja interdita pela Valorcar por razões de salvaguarda da segurança rodoviária (p.ex: faróis, portas, o motor e caixa de velocidades (permanecendo geralmente acoplados, os quais são armazenados com algum óleo lubrificante no seu interior para efeitos de conservação);
- Catalisadores;
- Pneus;
- Vidros;
- Grandes componentes de plástico, a menos que seja garantida a sua triagem após a fragmentação (p.ex: pára-choques, painel de bordo, partes do *tablier*, revestimentos internos e espumas de bancos, reservatórios de fluidos, etc.);
- Componentes metálicos que contenham cobre, alumínio e magnésio, se estes metais não forem separados no ato de fragmentação.



O desmantelamento encontra-se assim relacionado com três atividades distintas: a despoluição (descontaminação), o comércio de peças sobresselentes e a reciclagem de materiais.

De forma a otimizar e facilitar o desmantelamento de VFV, o Consórcio Internacional de Fabricantes/Importadores produziu um programa informático designado por *International Dismantling Information System* (IDIS). Este programa disponibiliza, entre outras, instruções sobre a forma mais eficiente de desmantelar os diversos componentes de um VFV, informações sobre os equipamentos/ferramentas a utilizar, bem como informações sobre os materiais que constituem cada componente, de forma a facilitar uma correta separação e encaminhamento para valorização (Valorcar, 2011e).

Todos os componentes e materiais removidos dos VFV através das operações de desmantelamento, depois de identificados e catalogados quanto à sua perigosidade, segundo a LER, são encaminhados para reutilização ou valorização, ou para eliminação adequada (nos casos em que ainda não existem opções de valorização).

Após as operações de desmantelamento estarem concluídas, o veículo já sob a forma de carcaça é encaminhado para os fragmentadores.

### **2.6.2 Operação unitária de tratamento de VFV - Fragmentação**

A fragmentação do veículo consiste em transformar o automóvel compactado, ou não, em fragmentos (de dimensões da ordem dos 5 a 15 cm). Durante e após esta operação, as partículas de materiais de menor densidade são aspiradas, dando origem à fração denominada por RFA, na literatura técnica em língua inglesa, *Automobile Shredder Residue* (ASR) ou ainda “*autofluff*” (Saxena, *et al.*, 1995; Nourreddine, 2007; Valorcar, 2011f). Depois da fragmentação do veículo, os metais ferrosos são separados mediante a passagem por um campo magnético, apresentando uma densidade específica entre 1 e 2,5 t/m<sup>3</sup> (Hardtle *et al.*, 1994). As técnicas de triagem automáticas e/ou manuais permitem, em seguida, separar os metais não ferrosos dos restantes materiais.

Na Figura 2.9 são apresentados os principais componentes de uma instalação de fragmentação, bem como a alusão ao esquema do processo.

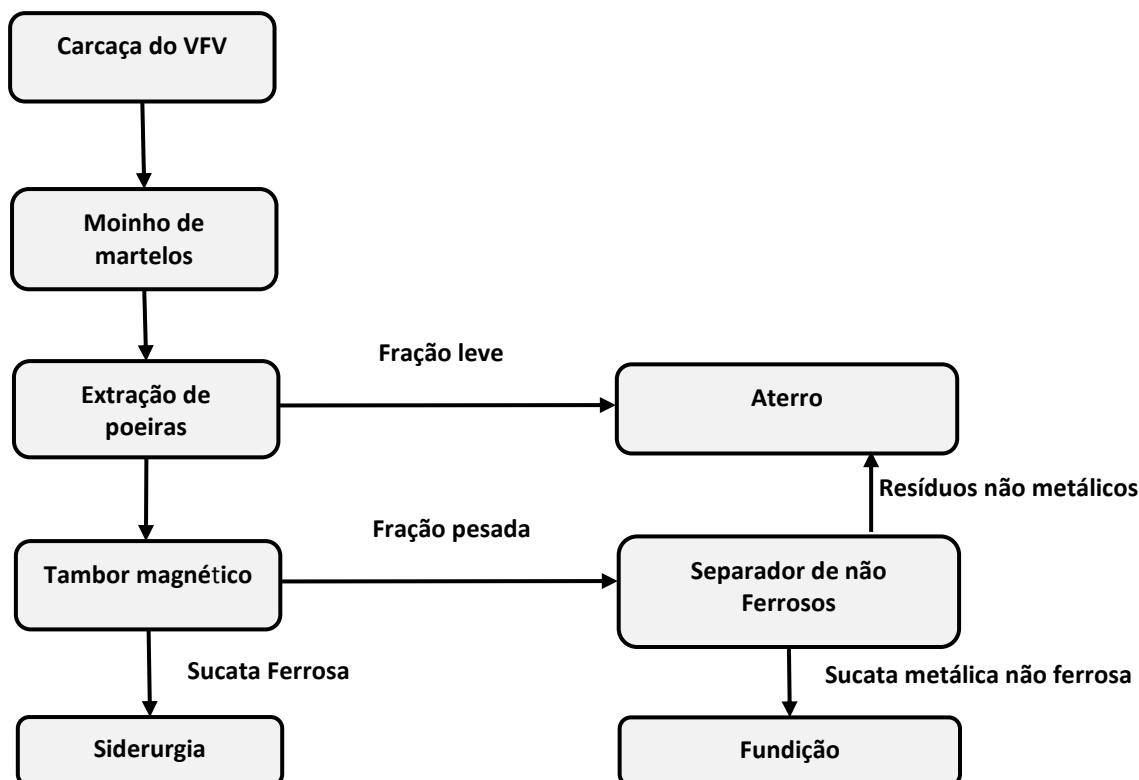


Figura 2.9 Esquema do processo de fragmentação (adaptado de Hardtle et al., 1994).

O moinho de martelos tem como função reduzir a sucata a granulado, formando um fluxo de matéria mais uniforme, quer em composição quer em dimensão. A fragmentação faz-se pelo choque da sucata com os martelos (que giram a alta velocidade), com as paredes e dos fragmentos entre si. Os pedaços fragmentados são triturados e compactados até atingirem dimensões que lhes permitam passar através da grelha de saída, sendo as dimensões máximas dos fragmentos determinadas pelas dimensões da malha da grelha.

O sistema de separação/extração dos resíduos de fragmentação leves opera segundo o princípio da separação a duas fases. Na primeira fase, o fluxo, composto por ar e por partículas leves, aspirado do interior do moinho de martelos, passa por um processo de separação centrífuga no interior de um ciclone, sendo removidas as partículas mais pesadas. Na segunda fase, o ar (no qual já só se encontram as partículas mais leves) passa por um lavador húmido (*wet scrubber*), onde é pulverizado com água que arrasta consigo as partículas através de um canal de descarga. O ar limpo é descarregado para a atmosfera por intermédio de um ventilador (Amaral, 2005).

O separador de metais ferrosos consiste na aplicação de um campo magnético permanente, recorrendo a um magneto, no qual os fragmentos ferrosos são atraídos e

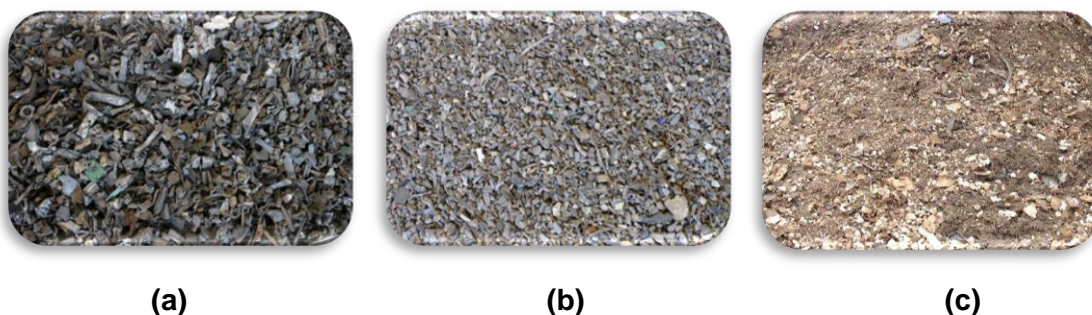
separados dos restantes materiais. Já o separador de metais não ferrosos opera com base no princípio de correntes magnéticas induzidas, combinadas com a gravidade. Neste separador, um campo magnético variável repele os fragmentos dos metais não ferrosos a uma distância diferente da aplicada aos dos materiais não metálicos, conseguindo deste modo separar metais não ferrosos, tais como o alumínio, o cobre e o zinco (Amaral, 2005).

Em suma, na unidade de fragmentação, os VFV, após diferentes operações unitárias de separação, dão origem a três frações (Valorcar, 2011f):

- i) Metais ferrosos (aço)
- ii) Metais não ferrosos (cobre, alumínio, magnésio, etc.)
- iii) Resíduos de fragmentação (mistura de plásticos, elastómeros, têxteis, materiais cerâmicos, vidro, cablagens elétricas e fragmentos de metais)

Os metais ferrosos e não ferrosos separados (vide Figura 2.10) representam hoje em dia, entre 75 - 80 % da massa do veículo, e são posteriormente vendidos para reciclagem, sendo reaproveitados como matéria-prima secundária noutros ciclos de produção (p. ex: siderurgias e fundições) (Kanari et al., 2003; Amaral, 2005; Freire, 2008).

A fração dos RFA representa, atualmente, entre 20% - 25% da massa total do veículo. São um material leve com alguma heterogeneidade nas suas características e variabilidade (no tempo e no espaço) (Ferrão et al., 2006; Freire, 2008).



*Figura 2.10* Produtos resultantes do processo de fragmentação de VFV: (a) metais ferrosos (b) metais não ferrosos e (c) resíduos leves de fragmentação, RFA.

Por vezes, os RFA encontram-se contaminados por fluídos não drenados (óleo de travões, combustíveis, etc.) devido a operações de despoluição mal efetuadas (Zoboli et al., 2000; Roy, et al., 2001; Harder et al., 2007). A presença de substâncias tóxicas, como por exemplo os metais pesados, e a sua não biodegradabilidade faz do RFA um resíduo perigoso encontrando-se consignado na LER com o código 19 10 03 (resíduos de

trituração - frações leves e poeiras contendo substâncias perigosas) (Roy *et al.*, 2001). Na Tabela 2.4 está sumariada a composição dos RFA reportados por vários autores no trabalho de Harder *et al.* (2007).

*Tabela 2.4 Composição média dos RFA (adaptado de Harder et al., 2007).*

<b>Composição</b>	<b>Percentagem [%]</b>
Combustíveis	5 - 10
Poeiras	0,8 – 8,6
Fibras/Tecidos	1,61 – 42
Finos (terra/areia) / Material inerte	4,88 – 75
Espumas (PUR, borracha) / Material leve	3,3 – 42,9
Vidro	0,8 – 40
Metais	2,7 – 8,8
Miscelânea	0,6 – 24,1
Humidade	2 – 35
Plásticos	6,06 – 70
Borracha /elastómeros /pneus	2,34 – 21
Têxteis (tapetes, couro, etc.)	3,1 – 36,1
Vinil e couro	13,3
Fios elétricos (Cu, cabos /material cerâmico e elétrico)	0,7 – 5,0
Madeira /papel	0,47 – 20

Pela análise da Tabela 2.4 constata-se que existe uma grande heterogeneidade quer na composição, quer na abundância de cada constituinte. É importante salientar que a sua composição depende fortemente dos modelos automóveis, bem como, do ano de produção e das condições do processo de fragmentação, nomeadamente da eficiência dos processos de extração de metais (vide *Tabela 2.5*) (Jody *et al.*, 1996; Harder *et al.*, 2007).

Segundo dados de Roy *et al.* (2001) os RFA provenientes dos EUA e da Europa apresentam densidades aparentes que variam entre os 282 – 563 kg/m<sup>3</sup>, teores em humidade que variam entre os 0,6 – 6,6 % (m/m) e poder calorífico médio de 20,0 MJ/kg (16,9 – 30,7 MJ/kg).

*Tabela 2.5 Eficiências de separação de materiais do processo de fragmentação (Chen, 1994 apud Ladeira, 2002, p. 13).*

<b>Material</b>	<b>Eficiência [%]</b>
Metais ferrosos	96
Aço	96
Ferro	96
Não ferrosos	60
Alumínio	53
Cobre	39
Zinco	98
Chumbo	100
Platinóides	95
Outros não ferrosos	73
Plásticos	0

Atualmente, na maioria dos países Europeus, esta fração de resíduos é enviada para aterro de resíduos perigosos (quando contiver fluidos e metais pesados) ou RSU, dependendo dos resultados da caracterização química, tendo as instalações de fragmentação de suportar os custos associados (transporte e deposição). Apenas uma pequena fração deste tipo de materiais é alvo de valorização energética (Eurostat, 2011).

Considerando que cada VFV representa, aproximadamente, uma tonelada de resíduos, significa que atualmente, na UE, são produzidos cerca de 10 milhões de t de resíduos o que perfaz dois milhões de t de RFA a ocuparem os aterros europeus (ACEA, 2011).

Será importante salientar que as unidades de fragmentação permitem fragmentar os VFV, conjuntamente com outro tipo de sucata, nomeadamente os Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrónicos (REEE), onde se incluem eletrodomésticos, aparelhos elétricos e eletrónicos usados, etc., também designados por linha branca (Amaral, 2005). A fração dos RFA, em relação ao fluxo total dos resíduos de fragmentação, é da ordem dos 50%. Relativamente à composição dos não-RFA e dos RFA, não difere substancialmente, exceto os equipamentos de linha branca que podem conter mais cobre do que os VFV e conter PCB inexistentes nos VFV.

De forma a compreender de que modo a infra-estrutura nacional de processamento de VFV necessita de evoluir para garantir os objetivos impostos pela Diretiva Europeia, na subsecção seguinte é feita uma descrição da situação nacional quanto ao processamento de VFV.

## 2.7 Situação Nacional do processamento de VFV

No início do ano passado, a Valorcar integrava 60 centros de abate de VFV. No decurso de 2010, foram selecionadas mais cinco empresas para pertencer a esta rede. Com estes novos aderentes, a rede Valorcar passou a estar presente em todos os distritos de Portugal continental e nas regiões autónomas dos Açores e da Madeira. No que diz respeito ao critério de distribuição dos centros fixado na nova licença (nº mínimo de centros por distrito a integrar na rede Valorcar até 31-12-2013), a Valorcar já cumpre ou mesmo ultrapassa em 13 Distritos do continente (Valorcar 2011a).

Relativamente às empresas que inserem a indústria de fragmentação em larga escala tem-se a Constantino Fernandes Oliveira & Filhos (Carvalhos), a Ecometais (Seixal) e a Baptistas (Carregado). Existem ainda, mais recentemente, duas empresas fragmentadores / trituradoras – a Riometais em Santa Maria da Feira e a sucatas Pinto em Valongo – com capacidades individuais que não ultrapassam 25% da capacidade individual de cada uma das duas primeiras acima mencionadas (Mariz, 2008).

### 2.7.1 Quantidade de VFV processados

Em 2010 foi recebido um total de 78,402 mil VFV no conjunto dos centros de abate integrados na rede Valorcar. Este valor corresponde a um decréscimo de 4,3% face ao ano de 2009, durante o qual tinham recebido 81,964 mil VFV. Esta tendência de decréscimo, que já se verifica desde 2008 pode ser observada na Figura 2.11, onde está representado o número de VFV recebidos anualmente na rede Valorcar. Como o sistema informático de monitorização só entrou em funcionamento em Julho de 2005, a informação disponível é referente ao período posterior a essa data (Valorcar, 2011a).

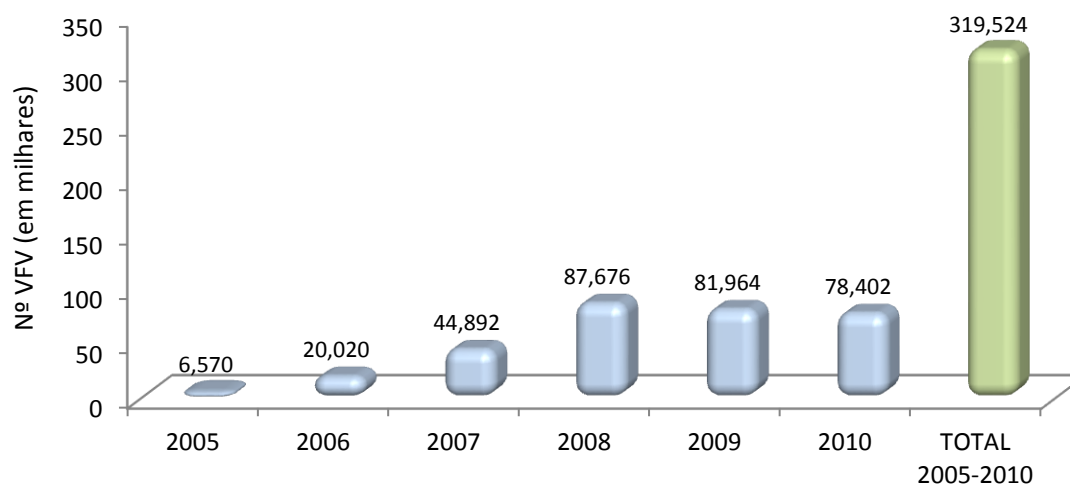


Figura 2.11 Nº de VFV recebidos anualmente, no período 2005 - 2010 na rede Valorcar (Valorcar, 2011a).

O decréscimo verificado a partir de 2008 pode estar relacionado com a conjuntura económica e com a quebra dos índices de confiança dos consumidores. Também a aprovação tardia do Orçamento de Estado de 2010 contribuiu para este facto, porque levou à suspensão do Programa de Incentivo Fiscal ao Abate de VFV (PIFAVFV) nos primeiros quatro meses do ano. Consequentemente, também se registou que os melhores meses do ano passado foram os dois últimos, devendo-se ao facto de ter sido anunciada para 2011 a extinção do PIFAVFV, bem como o aumento da carga fiscal como o Imposto sobre o Valor Acrescentado (IVA), o Imposto Sobre Veículos (ISV) e o IUC.

À semelhança da frota automóvel em circulação na UE, atrás referida e exibida na Figura 2.2, a categoria dos VFV recebidos na Valorcar tem uma clara predominância dos veículos ligeiros de passageiros (categoria M1) face aos veículos ligeiros de mercadorias (categoria N1), como se pode observar na Figura 2.12. Esta tendência tem-se mantido constante ao longo dos últimos anos.



Figura 2.12 Categoria dos VFV recebidos na rede Valorcar em 2010 (Valorcar, 2011a).

O indicador relativo à origem dos VFV entregues na rede Valorcar pode ser visualizado na Figura 2.13.

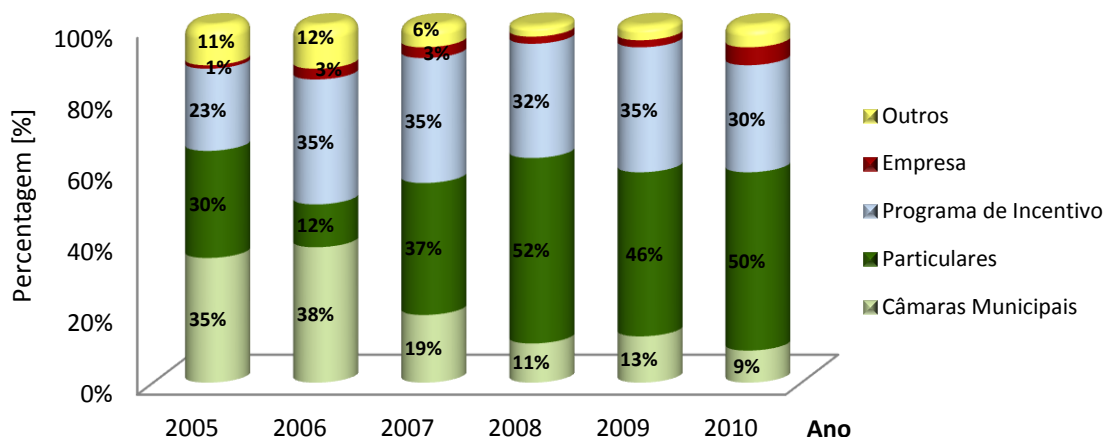


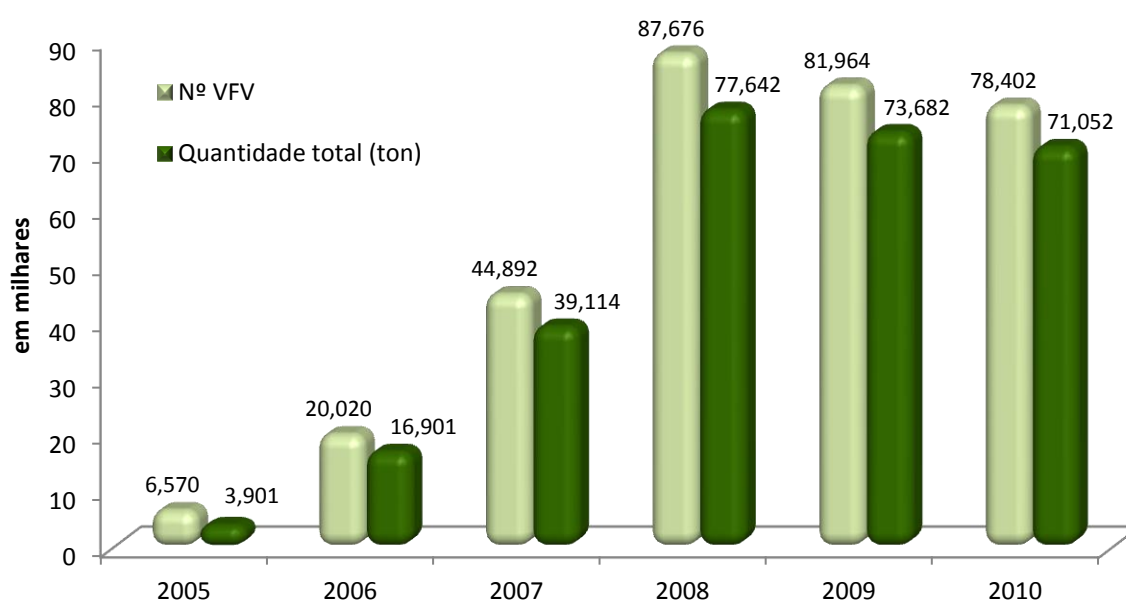
Figura 2.13 Evolução da origem dos VFV entregues na rede Valorcar (Valorcar, 2011a).

Segundo a Figura 2.13, confirma-se que os particulares (tanto ao abrigo do PIFAVFV como não) são a principal fonte dos VFV recebidos na rede Valorcar. No que respeita ao peso relativo dos VFV provenientes das Câmaras Municipais, verificou-se uma diminuição significativa, de 35 % para 9% desde o ano 2005 até 2010, o que indicia a diminuição do fenómeno de abandono de VFV na via pública.

Importante reter que existem empresas licenciadas para o abate de VFV que não se encontram integradas na rede Valorcar, por não se terem candidatado ou por não terem sido aprovadas no âmbito de um processo de seleção de operadores. Não obstante, de acordo com a legislação, estas empresas estão obrigadas a enviar à Valorcar cópia de todos os certificados de destruição emitidos. Em 2010, um total de 52 empresas cumpriram esta obrigação, tendo enviado à Valorcar cópias de 15 130 certificados de destruição. Este valor corresponde a 19,3% do total de VFV abatidos no país (Valorcar, 2011a).

Tendo em conta estes dados, verifica-se que a rede Valorcar no ano transato alcançou uma taxa de recolha de 80,7%, superando assim largamente a taxa de recolha mínima fixada para 2010, de 55% (ver *Tabela 2.3*).

Aos 78 402 mil VFV recebidos na rede Valorcar o ano passado, corresponderam 71,052 mil t de material para gerir. Este valor apresentou uma diminuição de 3,7% face ao ano de 2009. A evolução ao longo dos anos, da quantidade total de material gerido pela rede Valorcar, é apresenta na Figura 2.14.



*Figura 2.14* Quantidade total de material gerido anualmente pela rede Valorcar (Valorcar, 2011a).



No que concerne às taxas de reutilização, reciclagem e valorização alcançadas na rede Valorcar, estas serão apresentadas na subsecção seguinte.

### 2.7.2 Taxas de reutilização, reciclagem e valorização

Os VFV recebidos na rede Valorcar, no ano 2010, foram despoluídos, desmontados e fragmentados, e os seus diversos componentes e materiais enviados separadamente para reutilização, reciclagem, valorização energética ou eliminação. Estes resultados são detalhados na tabela do Anexo I. Verifica-se que os metais foram o material mais reciclado/valorizado (52 082 t), seguido dos pneus (1 239 t), dos vidros (1 162 t), das baterias (1 022 t), e dos plásticos (358 t) (Valorcar, 2011a). Na *Tabela 2.6* são apresentados os materiais totais desmontados e fragmentados enviados para reutilização, reciclagem e valorização energética.

*Tabela 2.6* Quantidade de materiais desmontados e fragmentados enviados para reutilização, reciclagem e valorização energética no ano 2010 (Valorcar, 2011a).

	Reutilização	Reciclagem	Val. Energética
	[kg]	[kg]	[kg]
<b>Materiais desmontados</b>	3 690 830	4 076 145	639 297
<b>Materiais fragmentados</b>	-	52 081 553	2 235 517
<b>Materiais totais</b>	3 690 830	56 157 698	2 874 814



Taxa de reutilização/reciclagem [%]	Taxa de valorização energética [%]	Taxa total de reutilização/valorização [%]	Deposição em aterro [%]
84,2%	4,1%	88,3%	11,7%

Tendo em conta os valores tabelados, registaram-se valores de 84,2% e 88,3% de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização respetivamente. Assim, constata-se que 11,7% da quantidade total dos VFV processados na rede Valorcar são enviados para aterro.

Para comparação com anos anteriores, na Figura 2.15 é apresentada a evolução dos resultados de reutilização /reciclagem, valorização energética e deposição em aterro no período de 2005-2010. A reta verde, amarela e vermelha correspondem às metas fixas de reutilização/reciclagem, reutilização/valorização e deposição em aterro respetivamente, que Portugal tem de alcançar até ao início do ano de 2015.

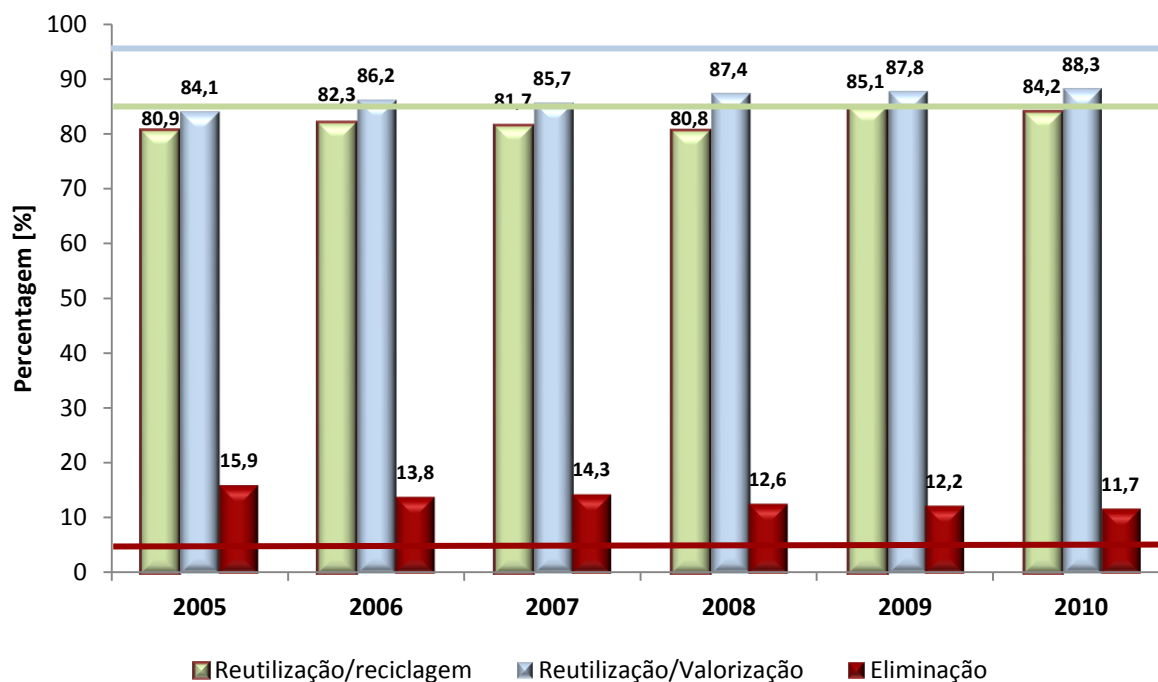


Figura 2.15 Evolução dos resultados de reutilização / reciclagem / valorização e eliminação alcançados na rede Valorcar (Valorcar, 2011a).

Tendo em conta o descrito anteriormente, a valorização de VFV está associada a diversos processos e inclui:

- **Reutilização** sempre que seja possível aproveitar componentes que, embora usados, estejam longe de ter esgotado a sua vida útil. Neste caso, para além dos materiais constituintes e da energia que estes transportam, é ainda possível reaproveitar a constituinte energética correspondente ao seu fabrico. É, pois, a forma mais completa de reaproveitamento;
- **Reciclagem material** sempre que, embora não sendo possível reaproveitar o *design* dos constituintes, se consegue aproveitar os materiais que os constituem, em substituição de outros materiais que se teriam de procurar na natureza. Em muitos casos, consegue-se deste modo reduzir substancialmente o consumo de energia associado à fabricação;

- **Valorização energética** sempre que, não sendo viável qualquer das hipóteses anteriores, se consegue, por combustão, libertar de forma utilizável a energia química contida nas frações do VFV a processar.

Como se pode deduzir, estes três destinos estão referidos por ordem decrescente de nobreza. A alternativa à sua implementação, é a deposição em aterro, representando a perda total do valor incluído na estrutura ordenada que é um VFV. É, no entanto, uma opção que deverá ser evitada tanto quanto possível, não só por causa da perda de valor que comporta, mas também pela ocupação de terrenos a que obriga.

No entanto, no que concerne às principais práticas de gestão de RFA, estas têm, não só em Portugal mas em toda a Europa, envolvido fundamentalmente a deposição em aterro. Todavia, a consciencialização ambiental e a legislação apertada, têm fomentado a procura de novas soluções ambientalmente sustentáveis (Decisão n.º 2003/33/CE; Rosetti, 2006; CEC, 2007; Eurostat, 2011). No subcapítulo seguinte, é feita uma exposição sumária das principais tecnologias que permitem minimizar o encaminhamento de resíduos valorizáveis para deposição em aterro.

## 2.8 Alternativas de valorização de VFV

À semelhança de outros resíduos passíveis de valorização, os VFV não devem ser encarados como um “desperdício” de que é necessário se desfazer. Devem sim, ser considerados como um recurso, dado que constituem matéria-prima que pode ser utilizada, por exemplo, em empresas de reciclagem, ou utilizada como fonte de energia, na qual está incluída a valorização energética dos RFA e a produção de Combustível Sólido Recuperado (CSR), em inglês conhecido pela sigla SRF - “*Solid Recovered Fuel*”.

### 2.8.1 Produção de CSR

A produção de CSR é considerada um processo inovador a nível nacional e internacional, que cumpre as especificações técnicas de CEN/TS 15359 (ERFO, 2008).

De acordo com a Comissão Europeia, “*Os CSRs podem ser compostos por uma variedade de materiais (resíduos industriais não perigosos como, têxteis, papel, cartão, plásticos, borracha, etc.) que, apesar de serem recicláveis, podem ter sido disponibilizados de tal forma que a reciclagem não seja ambientalmente segura. Por outro lado, os materiais recolhidos e/ou separados e preparados tendo-se a reciclagem em mente não devem ser considerados CSRs. Por outro lado, os materiais recicláveis não devem ser excluídos dos CSRs porque tal exclusão pode levar à eliminação destes materiais e ao desperdício dos recursos neles contidos.*”

A linha de produção de um CSR consiste numa sequência de operações unitárias organizadas em série, com o objetivo de separar componentes indesejados e condicionar a matéria combustível de maneira a obter CSR com as características desejadas. O processo produtivo de CSR funciona exclusivamente com resíduos como matéria-prima, não implicando a utilização de quaisquer outros produtos auxiliares, contribuindo para o desenvolvimento das Melhores Tecnologias Disponíveis (MTD) em duas vertentes: processo produtivo e cadeia “*Waste to energy*” (BMH, 2010).

O circuito produtivo, com elevado nível de automação, encontra-se representado, de forma esquemática, na seguinte figura.

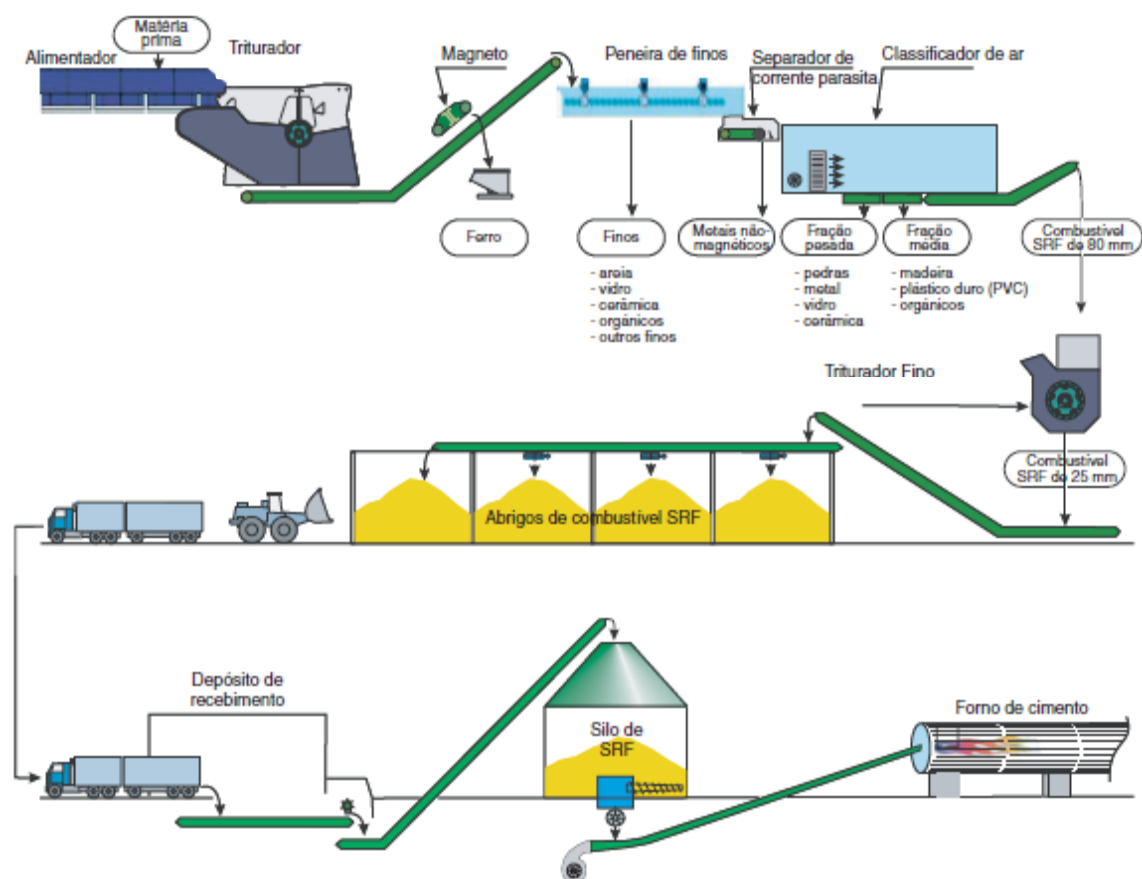


Figura 2.16 Processo produtivo de CSR (BMH, 2010).

Os resíduos admitidos são previamente separados, de acordo com o processo de valorização a que são sujeitos. Tipicamente, o processo consiste num grande alimentador para levar a matéria-prima até ao triturador. O material é triturado em partículas no tamanho de 80 mm. Estes trituradores (vide Figura 2.17) são totalmente protegidos contra metais não triturados. Os metais ferrosos são separados magneticamente do material triturado. Os metais não ferrosos são separados por separadores de corrente parasita. Nalguns casos, as frações muito finas são peneiradas, para melhorar a

qualidade do combustível. O separador mais importante é o classificador de ar (vide Figura 2.17), que elimina os materiais inadequados de combustão suspensa, tais como restos de metais, vidros, minerais e outros materiais inertes, bem como materiais orgânicos húmidos e plásticos duros contendo PVC (BMH, 2010).



*Figura 2.17 Exemplo de triturador (à esquerda), classificador de ar (ao centro) e triturador de finos (à direita) (BMH, 2010).*

Finalmente, a fração leve é ainda triturada em partículas de aproximadamente 25 mm no triturador de finos, resultando então em combustível pronto para o uso.

O produto final, CSR, é um combustível homogéneo e de padronizada alta qualidade, que consiste principalmente numa mistura de plásticos, papel, cartão e têxteis. O combustível é mecanicamente e quimicamente limpo. Este não deve ser considerado como sendo um combustível secundário, mas sim como primário, apresentando-se como um combustível alternativo, sustentável e renovável, padronizado na UE (ERFO, 2008). Na figura seguinte apresentam-se algumas ilustrações deste produto final.



*Figura 2.18 Imagens descritivas do CSR, de alta qualidade (BMH, 2010; ERFO, 2008).*

Este produto final tem características de excelência e diferencia-se no mercado dos Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR) que são classificados como resíduos, de acordo com o “Código 19 12 10 - Resíduos combustíveis (combustíveis derivados de resíduos)” LER.

Os princípios do sistema de classificação de CSR assentam em três parâmetros importantes, inerentes às propriedades principais de CSR: um parâmetro económico

(poder calorífico inferior – PCI), um parâmetro técnico (o conteúdo em cloro) e um parâmetro ambiental (o conteúdo em mercúrio). Estes são os parâmetros escolhidos para dar aos atores uma ideia imediata, ainda que simplificada, da qualidade do combustível em questão. De acordo com a especificação técnica publicada (CEN 15359:2006), somente combustíveis preparados a partir de resíduos não perigosos e que cumprem os padrões, é que podem ser classificados como CSR (CEN 15359:2006).

O sistema de classificação para os CSR (vide Tabela 2.7) baseia-se nos valores limite para as três propriedades supracitadas. Cada propriedade está dividida em cinco classes com valores limite. Deve ser atribuído, a cada propriedade do CSR, um número de 1 a 5.

Para qualquer dos parâmetros, os métodos de análise a utilizar são os métodos reconhecidos na correspondente especificação técnica (CEN/TS) ou pré especificação (prCEN/TS).

*Tabela 2.7 Sistema de classificação dos CSR (CEN 15359:2006 / NP 4486:2008).*

Propriedade	Média estatística	Unidade	Classe				
			1	2	3	4	5
<b>Poder Calorífico Inferior PCI</b>	Média	MJ/kg (tal como recebido)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
<b>Teor em Cloro (Cl)</b>	Média	% (base seca)	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
<b>Teor em Mercúrio (Hg)</b>	Mediana	mg/MJ (tal como recebido)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	Percentil 80	mg/MJ (tal como recebido)	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,3	≤ 1,00

Os CSR são usados na recuperação de energia em fornos de cimento, centrais elétricas e caldeiras industriais. Dependendo da sua origem, o CSR pode ser considerado um combustível de substituição de origem renovável, com um teor médio de 50-70% de carbono biogénico, podendo contribuir consideravelmente para a redução das emissões de CO<sub>2</sub> (Dias, 2011).

O CSR tem o custo mais baixo de produção de eletricidade, comparativamente com outras fontes de energia renovável (solar, fotovoltaica, eólica). Por outro lado, reduz a dependência da importação de fontes primárias de energia – fonte robusta de abastecimento (ERFO, 2008).

Salienta-se que a produção de CSR está na vanguarda das estratégias nacionais e europeias no domínio do ambiente e energia, enquadrando-se como um importante

contributo para a gestão sustentada de resíduos e recursos, designadamente através da diversificação das fontes de energia e do aproveitamento dos recursos endógenos.

Entre as particularidades desta estratégia, que pretende ser uma referência no mercado de gestão de resíduos, destaca-se a redução significativa na necessidade da deposição de resíduos em unidades de aterro, otimizando os processos de valorização a montante (ERFO, 2008).

## 2.8.2 Separação, reciclagem e valorização de RFA

As tecnologias existentes para a separação, reciclagem e valorização dos RFA, podem classificar-se em duas categorias principais, consoante sejam orientadas para a separação mecânica seguida de reciclagem ou orientadas para a valorização energética (Ferrão *et al.*, 2004).

### 2.8.2.1 Separação mecânica

Como exemplos de tecnologias, orientadas para a separação mecânica de RFA, na Tabela 2.8 é apresentado um resumo das principais características dos projetos europeus e japoneses já implementados ou em fase de implementação, permitindo adquirir uma razoável perceção destas diferentes tecnologias (GHK/Bios, 2006).

*Tabela 2.8 Características principais de alguns projetos de valorização de RFA na Europa e no Japão (GHK/Bios, 2006).*

Projeto	Tipo de tecnologia	Nível de desenvolvimento da tecnologia	Principais outputs do processo	% de Val.	% de Recic
<b>VW - Sicon</b>	Mecânica	1 Instalação experimental de 8.000 t, 2 em obra e uma planeada de 100.000 t	35% de plástico, 8% de metais, 31% de materiais fibrosos e 26% de resíduos	74	74
<b>Galloo</b>	Mecânica	Instalações em operação	9% de plástico, 30% de metais, 13% de produtos a usar como combustível alternativo e 48% de resíduos	52	39
<b>Sult</b>	Mecânica	Instalação em operação no Japão.	50% de plástico, 10% de metais, 20% de minerais e 20% de água.	100	80
<b>R-Plus</b>	Mecânica	Instalações em operação.	60% fracção orgânica, 5% de metais e 35% de minerais.	100	100

Informação detalhada pode ser consultada em [http://ec.europa.eu/environment/waste/elv\\_study.htm](http://ec.europa.eu/environment/waste/elv_study.htm)

### 2.8.2.2 Valorização energética

Para resíduos com poder calorífico significativo (mínimo de 5 MJ/kg), é favorável a sua aplicação em processos de combustão com recuperação de energia, garantindo-se assim a sua valorização energética. Este tipo de valorização permite a substituição dos combustíveis fósseis pelos resíduos e pode mesmo tornar-se vantajosa se as emissões poluentes destes últimos forem significativamente diferentes.

Apesar de bastante heterogéneo, os RFA apresentam poderes caloríficos na ordem dos 20 MJ/kg, conferindo a possibilidade de serem empregados em processos de valorização energética. Há vários anos que se fazem estudos sobre as vantagens das várias tecnologias. Países como os EUA, o Japão, a Coreia do Sul e a França, já possuem unidades industriais de valorização energética de RFA em funcionamento (Freire, 2008).

Pasel *et al.* (2003) mencionaram no seu trabalho vários processos de valorização térmica ou termoquímica que podem ser aplicados a diferentes resíduos contendo elevados poderes caloríficos. Mencionaram a gasificação, a pirólise e a combustão como os processos mais eficientes de conversão térmica ou termoquímica de resíduos heterogéneos (como é o caso dos RFA).

#### ➤ Gasificação

A gasificação é um processo de conversão termoquímica dos hidrocarbonetos presentes nos RFA, que tem por objetivo a produção de compostos gasosos. A gasificação ocorre em condições redutoras, conseguidas através da restrição do fornecimento de oxigénio, normalmente fornecido através da injeção de ar e a temperaturas que variam entre os 400-500 °C e os 1500 °C, e tempos de residência que podem variar desde mais de uma hora, a menos de um segundo (Zevenhoven *et al.*, 2003). O gás produzido pode ser usado como combustível ou matéria-prima, na produção de produtos líquidos como o metanol (Jody *et al.*, 1996).

Investigadores japoneses da *EBARA Corporation* desenvolveram uma tecnologia de tratamento térmico, passível de utilização para vários tipos de resíduos (RFA, lamas residuais, RSU, etc.) designada *TwinRec*.

A instalação de Aomori no Japão entrou em funcionamento em 1995 e em 2000 já processava 20 t/h de resíduos (70 % RFA e 30 % de lamas residuais desidratadas) e possuía uma capacidade térmica de 80 MW (Ando *et al.*, 2002).

Um processo de gasificação de RFA, denominado por destilação seca/gasificação, encontra-se em desenvolvimento no Japão (Horii *et al.*, 2001).



---

➤ Pirólise

A pirólise é um processo térmico onde ocorre a decomposição física e química da matéria orgânica, na ausência de oxigénio ou ar, provocando a rotura das moléculas mais pesadas e a sua conversão noutras de menor massa molecular. O principal objetivo da pirólise é a obtenção de produtos líquidos, que poderão ser usados como combustíveis ou como matéria-prima na indústria, podendo formar-se também compostos gasosos, em condições normais de pressão e temperatura e um resíduo sólido (Costa, 2006; Harder *et al*, 2007; Freire, 2008).

O resíduo carbonoso (em inglês: *char*) obtido através dos vários processos de pirólise raramente ultrapassa os 33-68%. Os processos de pirólise de RFA podem ser especificamente concebidos para maximizar os produtos gasosos (p.ex. para a obtenção de combustíveis) ou para a produção de óleos ou combustíveis líquidos (Harder *et al*, 2007; Freire, 2008).

A pirólise de RFA pode, também, focar-se na recuperação do material. Neste caso o resíduo carbonoso será processado para remover quaisquer metais remanescentes (os que originalmente se encontravam associados ao material polimérico) e posteriormente utilizado como matéria-prima ou como combustível em determinados ciclos de produção (indústrias do ferro, aço e cimenteiras). Todavia, nestes casos é imperativo conhecer o nível de contaminação do resíduo carbonoso, uma vez que este tipo de indústria possui algumas restrições relativamente ao conteúdo em metais e cloro (Boughton, 2007; Harder *et al*, 2007).

➤ Combustão

Existem várias tecnologias de combustão dedicada e de co-combustão de RFA, tais como (i) fornos rotativos, (ii) fornos de ciclones, (iii) fornos de grelha e (iv) sistemas de leito fluidizado.

A redução no volume dos resíduos, mediante a mineralização e imobilização da fração inorgânica e a destruição da fração orgânica com recuperação energética do seu conteúdo calorífico, faz da combustão, uma das possíveis vias de tratamento dos RFA (Freire, 2008).

A *Association of Plastics Manufacturers in Europe* (APME) e a *American Plastics Council* (APC) promoveram um estudo associado à co-combustão de RFA com RSU, num incinerador comercial de RSU na Alemanha, com uma tecnologia de combustão em grelha. Os ensaios realizados com diferentes misturas de RSU (76-69%) e RFA (24-31%) tiveram como objetivo analisar os problemas operacionais e a influência dos RFA nas

emissões gasosas e na qualidade das cinzas produzidas. Não foram detetados problemas operacionais e as emissões de CO diminuíram. As cinzas de fundo (de grelha) apresentaram maiores concentrações em Zn, Cu, Sb, Ni, Sn e Pb quando comparadas com as cinzas resultantes da incineração de RSU. No entanto, os seus lixiviados cumpriram os valores limites referidos pelas normas alemãs para a reutilização deste tipo de material. As cinzas volantes (de caldeira, de tratamento de gases e de filtros) foram classificadas, por definição, como resíduos perigosos (Zevenhoven *et al.*, 2003).

Saxena *et al.* (1995) estudaram a eficiência de combustão de RFA num sistema convencional de leito fluidizado a fim de produzir energia e cinzas vitrificadas. Utilizando temperaturas na ordem dos 675 - 865 ° C, um leito de alumina e gás propano para o pré-aquecimento da instalação, obtiveram-se eficiências de combustão de carbono na ordem dos 75,2-89,2%.

Apesar das várias tecnologias de valorização de VFV disponíveis, continua a verificar-se que a prática mais comum é a deposição em aterro de RFA, estando aquém de atingir as metas comunitárias para o ano 2015 (limite máximo de 5% aterro). Esta prática pode dever-se ao facto de em muitos países ser consideravelmente a opção mais rentável. Por outro lado, a maioria dos resíduos resultantes dos processos de valorização energética previamente abordados, face ao seu nível de perigosidade, são igualmente depositados em aterro.

## 2.9 Conclusão

Do ponto de vista económico, o processamento de VFV é, em geral, uma atividade rentável para os seus executantes. A venda de peças em segunda-mão e de materiais para valorização, permite a viabilidade económica dos operadores (Orsato *et al.*, 2002; Kim, 2005; Kumar *et al.*, 2008). Porém, para os 20 a 25% de RFA, a dificuldade de valorização aumenta, uma vez que o rendimento obtido é geralmente insuficiente para suprir as dificuldades e os custos que advêm do manuseamento destes materiais. Assim, sem que exista qualquer intervenção no mercado, esta fração do veículo é enviada para aterro de resíduos perigosos (no caso de conter fluidos e metais pesados) ou de RSU, dependendo dos resultados da caracterização química, sendo apenas uma pequena parte valorizada energeticamente (Eurostat, 2011; Valorcar, 2011a).

Atualmente, em Portugal, 84% da massa contida nos VFV é reciclada/reutilizada, 4% é valorizada energeticamente, o que significa que cerca de 12% é depositada em aterro (Valorcar, 2011a).

Com o aumento das exigências relativas ao final de vida dos veículos, a necessidade de melhorar as prestações ligadas às operações de fim de linha também aumentaram.

Para Portugal, que fixou as suas metas de reciclagem / valorização (inclui reciclagem, reutilização e valorização energética) de VFV a um nível mínimo de 85% / 95%, em massa, até ao ano de 2015, permitindo apenas um nível máximo de 5% de deposição em aterro, é comummente aceite que estas só serão alcançáveis realizando um esforço adicional para que a infra-estrutura nacional de processamento de VFV consiga atingir tais metas.

Neste contexto, sugere-se a aposta em duas estratégias principais (as quais podem ser complementares):

1. Maiores índices de desmantelamento de componentes, ao nível do desmantelador, reduzindo-se por isso o potencial de produção de resíduos de fragmentação;
2. A melhoria das tecnologias disponíveis para o processamento dos resíduos de fragmentação, investindo-se no desenvolvimento de novos métodos/tecnologias de separação e em novas formas de reciclagem dos produtos daí obtidos.

De acordo com as prioridades de reciclagem, a estratégia 1) parece ser mais correta do ponto de vista ambiental, porque permite a separação e o envio para reciclagem de uma maior quantidade de resíduos. No entanto, os custos por unidade de massa de material separado, associados a esta estratégia, são elevados e têm tendência a aumentar, dada a necessidade do uso intensivo de mão-de-obra.

Por outro lado, a estratégia 2) não permite ainda a separação de materiais com um nível de pureza idêntico ao do desmantelamento, o que leva a que o seu enfoque incida principalmente na valorização energética e na reciclagem pontual de borrachas e plásticos. Estas tecnologias baseiam-se em equipamentos industriais de elevada capacidade, pelo que podem apresentar custos, por unidade de massa de material separado, significativamente mais baixos do que o desmantelamento. Adicionalmente, o desenvolvimento de novas aplicações de reciclagem e/ou valorização com maior tolerância ao nível de heterogeneidade dos fluxos resultantes destas tecnologias poderá também favorecer a sua aplicação (Ferrão *et al.*, 2004).

Paralelamente às referidas estratégias, é também indispensável que se aposte nas fases a montante do ciclo de vida do veículo. Deve-se investir em novos *designs*, capazes de facilitar os processos de fim de linha e de aumentar o potencial de reciclabilidade destes produtos.

Porém, é com base na estratégia 1) que este trabalho pretende dar uma contribuição.



### **3 Desenvolvimento de uma proposta de desmantelamento de componentes automóveis**

A legislação Europeia (Diretiva 2000/53/CE), dirigida aos veículos das classes M1 e N1, estabelece a necessidade dos Países Membros da UE atingirem as metas já supracitadas de reciclagem/valorização, até ao ano de 2015.

Os resultados obtidos na caracterização da situação atual mostram que, para alcançar os objetivos propostos, é necessário aumentar as taxas de reciclagem e valorização atuais e, por conseguinte, diminuir a quantidade de RFA a enviar para aterro. Com este objetivo e tendo em consideração as medidas impostas pela Diretiva e as possibilidades mais imediatas de valorização para as diferentes fileiras de material que compõem o VFV, considerou-se a aposta na seguinte estratégia de aumentar os índices de desmantelamento, de componentes e/ou materiais automóveis, ao nível do desmantelador. Para a definição da estratégia a adotar estabeleceram-se os seguintes princípios (Amaral, 2005):

- a) O desmantelamento do componente consiste na realização de uma sequência de operações, de que podem resultar: peças individuais e/ou grupos de peças ligadas entre si;
- b) Após proceder ao desmantelamento, o desmantelador envia cada peça individual ou cada grupo de peças (ligadas entre si) separados para um dos seguintes destinos: fragmentador, aterro, reciclagem ou reutilização;
- c) A reciclagem apenas constitui um destino possível para as peças ou grupos de peças constituídas por apenas um tipo de material e caso esse material seja passível de ser reciclado;
- d) As peças enviadas para o fragmentador são trituradas, sendo os fragmentos resultantes separados em três fluxos: metais ferrosos, metais não ferrosos e resíduos de fragmentação. Os metais são enviados para siderurgias e/ou fundições onde são reciclados;
- e) O envio de uma peça para aterro resulta num custo para o desmantelador, não contribuindo para as taxas de reciclagem e valorização. Já o envio para reciclagem ou para reutilização, para além de contribuir para as respetivas taxas, resulta, na maioria das situações, num proveito económico para o desmantelador. No entanto, poderão existir situações, nomeadamente no envio de peças de plástico para reciclagem, que resultem num custo para o desmantelador;

f) Em termos económicos, a atividade do dismantelador envolve os seguintes fluxos económicos:

- Custos associados à realização das operações de dismantelamento, tais como mão-de-obra, equipamento e infra-estruturas. Com base nestes custos e na capacidade do dismantelador, é definido um custo/hora para o dismantelamento. Por sua vez, este valor multiplicado pelo tempo da operação de dismantelamento, permite obter o custo suportado pelo dismantelador para a realizar;
- Proveitos (ou custos) associados ao encaminhamento das peças ou grupos de peças separados para os vários destinos possíveis.

O objetivo da estratégia a adotar pode ser reescrito, consistindo em dismantelar maiores índices de componentes e materiais automóveis, isto é, que atualmente não são removidos na fase de dismantelamento da viatura. Esta estratégia terá em vista reduzir o potencial de produção de RFA e, consequentemente, a contaminação destes, com o objetivo primordial de atingir os valores pré-definidos para as taxas de reciclagem e valorização. Por esta razão, entendeu-se conveniente proceder à realização de um trabalho de campo numa unidade empresarial de receção e dismantelamento de VFV.

### 3.1 Condições do trabalho de campo

Esta experiência de campo foi levada a cabo na unidade empresarial de receção e dismantelamento de VFV, pertencente ao Grupo Salvador Caetano - CaetanoLyrsa, S.A. - situada em Gandra-Valença do Minho. Importante acrescentar que este centro de dismantelamento de VFV é atualmente acreditado pela Valorcar (Figura 3.1).



Figura 3.1 Ambiente de trabalho no centro de dismantelamento de VFV acreditado pela Valorcar - CaetanoLyrsa, S.A.

A seleção desta unidade empresarial para a realização desta experiência prendeu-se com dois motivos principais:

- Boas condições físicas para a execução do trabalho de campo;
- Disponibilidade e interesse demonstrados pela empresa.

A fase inicial do trabalho prático de campo consistiu numa análise minuciosa das práticas envolvidas no processo de desmantelamento nesta unidade, analisando os métodos e materiais envolvidos nesta etapa. Considerando as práticas observadas, válidas para todos os desmanteladores nacionais, foram selecionados materiais e/ou componentes adicionais (descriminados na subsecção seguinte), com potencial de reciclagem/valorização.

O trabalho de campo consistiu basicamente na aposta da estratégia supracitada, que refere o desmantelamento efetivo e organizado de certos componentes e/ou materiais de veículos ligeiros. Estes materiais, por não serem obrigatórios por lei remover e não reutilizáveis face à idade dos VFV, não são submetidos a processo de desmantelamento, sendo assim enviados para os fragmentadores e, parte deles, acaba por integrar a fração de RFA a ser atualmente enviada para aterro.

No trabalho de campo recorreu-se a um método direto para a quantificação de materiais desmantelados. Este método baseou-se no desmantelamento efetivo e organizado de viaturas, ao qual os tempos de desmantelamento de cada componente e/ou material de interesse foram contabilizados. Este desmantelamento foi efetuado por apenas um dos técnicos de modo a facilitar a contabilização dos tempos de desmontagem por uma só pessoa. Os componentes adicionalmente desmantelados foram posteriormente pesados e agrupados por categorias e materiais.

O trabalho decorreu no período de Abril/Maio de 2011 e, durante a sua realização, procurou-se torná-lo tão representativo quanto possível. No entanto, apesar da excelente boa vontade e generosidade demonstrada pelos diversos colaboradores da empresa, por vezes houve dificuldade de implementar algumas ideias, já que o trabalho de campo foi realizado, naturalmente, numa unidade de receção e desmantelamento de VFV em plena laboração.

### **3.2 Abrangência da proposta**

Tendo em conta as condições de trabalho referidas anteriormente, foi exequível pôr em prática a simulação de ensaios de desmantelamento (suplementares ao processo de desmantelamento atual) de certos materiais/componentes de veículos ligeiros em fim de

vida. Estes veículos eram modelos antigos e, por isso, com baixo índice de reutilização de peças.

Esta proposta abrange um variado leque de componentes e/ou materiais a remover, nomeadamente:

- i) Cablagens existentes no interior do painel de instrumentos, no interior da parte motora e a envolver o interior da carcaça automóvel;
- ii) Assentos (estrutura composta por espumas, plásticos, têxteis e metal);
- iii) Componentes plásticos (painéis interiores das portas, faróis sem valor de mercado positivo no que respeita à reutilização de componentes, painel de instrumentos, coberturas de coluna e soleiras das portas e outros plásticos acessíveis de retirar aquando do desmantelamento de outros materiais ou componentes);
- iv) Tecidos automóveis (cintos de segurança, carpetes, tapetes e forros);
- v) Borrachas e vedantes interiores.

A remoção destes materiais/componentes nesta etapa de tratamento do VFV poderá ser economicamente vantajoso para os desmanteladores, bem como benéfico do ponto de vista ambiental, permitindo diminuir a quantidade e heterogeneidade de RFA gerados e contribuir para que as metas de reciclagem e valorização sejam atingidas.

Neste trabalho, cinco veículos ligeiros foram alvo destes ensaios de desmantelamento. No entanto, importa referir que as duas primeiras viaturas impostas à remoção suplementar, não foram alvo de remoção da totalidade dos materiais e/ou componentes propostos. Esta circunstância deve-se ao facto de se tratar de uma unidade de desmantelamento em plena laboração, o que impossibilitou a operação de remoção total dos materiais e/ ou componentes pretendidos. Porém, este facto não põe em causa a validação geral da proposta, uma vez que se trata de um ramo que lida com materiais distintos de viatura para viatura, estando associados em cada uma delas, tempos de desmantelamento e quantidades de materiais diferentes, mesmo tratando-se do mesmo objeto de estudo.

Na secção seguinte, procede-se à apresentação dos resultados práticos.

### **3.3 Apresentação dos resultados práticos**

Da compilação dos dados referentes aos cinco ensaios de desmantelamento, resultam valores médios relativos à quantificação dos materiais e/ou componentes suplementares removidos, bem como os respetivos tempos médios de desmantelamento contabilizados



(ver Anexo II). Na Tabela 3.1, são apresentados os valores médios resultantes da compilação dos cinco ensaios de desmantelamento.

*Tabela 3.1 Resultados médios obtidos pelos cinco ensaios de desmantelamento dos componentes e/ou materiais em estudo.*

Ref.	Material e/ou componente desmantelado	Composição [%]	Tempo médio de desmantelamento [min]	Massa média [kg]
1	Faróis	Plásticos (100%)	6,5	2,38
2	Assentos	Metais Ferrosos (43,1 %)	13,5	19,5
		Plásticos (9,0 %)		4,1
		Espumas (PUR) (29,8%)		13,5
		Outros (fibras têxteis) (18,1%)		8,2
3	Painéis interiores das portas	Plásticos (100%)	13,0	5,7
4	Tecidos automóveis	Fibras têxteis (100%)	7,5	16,21
5	Coberturas de coluna e soleiras das portas	Plásticos (100%)	5,2	1,93
6	Cintos de segurança	Poliamida (vulgo nylon) (100%)	1,9	0,54
7	Painel de instrumentos	Metais não Ferrosos (20%)	17,0	1,50
		Plásticos (80%)		6,01
8	Cablagens	Revestimento plástico + cobre	26,4	4,1
		Cobre (7%)		7,0
9	Borrachas e vedantes interiores	Borrachas (100%)	4,1	6,5
10	Outros componentes de plásticos acessíveis de retirar	Plásticos (100%)	0,8	3,0
<b>TOTAL</b>			<b>95,7</b>	<b>100</b>

Relativamente aos dados anteriores, é importante ter em conta as seguintes considerações:

- ✓ Nos materiais e/ou componentes, cujo número de referência é 1, 3, 5 e 10, apenas foi quantificado o total de plástico existente;
- ✓ Na categoria dos assentos automóveis (Ref. 2), a quantidade de metais ferrosos, plásticos, espumas e têxteis presentes é 43,1%, 9%, 29,8% e 18,1% respetivamente;
- ✓ Na categoria dos tecidos automóveis (Ref. 4) foram consideradas as carpetes, os tapetes e os forros automóveis;
- ✓ Na categoria do painel de instrumentos (Ref. 7), a massa de metais não ferrosos (alumínio) e plásticos presentes não foi quantificada. Foi assim considerado, segundo Ladeira (2002), que a quantidade de metais não ferrosos e plásticos é de 20% e 80%, respetivamente;
- ✓ Na categoria das cablagens (Ref. 8), pelo facto destas não terem sido descarnadas, apenas foi pesada a sua totalidade. No entanto, segundo APME (1999), a quantidade total de revestimento plástico de cablagens existente num automóvel é 7 kg. Tendo em conta este valor, a massa do cobre foi calculada por diferença.

Na Figura 3.2 são apresentadas algumas imagens descritivas da remoção e quantificação de alguns dos tipos de materiais em estudo.



a) Faróis



b) Assentos



c) Remoção e pesagem de painéis interiores das portas



d) Pesagem de tecidos automóveis



e) Cintos de segurança



f) Painel de instrumento



g) Remoção de cablagens elétricas



h) Pesagem de borrachas e vedantes interiores



i) Plásticos diversos

*Figura 3.2 Imagens descritivas do trabalho de campo.*

Com base nos resultados obtidos pelos cinco ensaios realizados (Tabela 3.1), verificou-se que o tempo total médio estimado para o desmantelamento da totalidade dos materiais e/ou componentes num veículo ligeiro é de 95,7 minutos, mais concretamente 1 hora e 35 minutos.

Organizando os mesmos resultados por fluxo de materiais, obtém-se a tabela seguinte:

*Tabela 3.2 Fluxos de materiais resultantes da proposta de desmantelamento de um veículo ligeiro em fim de vida.*

Fluxo de resíduo	Composição	Massa [kg/VFV]	Percentagem média, m/m [%]
<b>Metais Ferrosos</b>	Aço	19,5	2,0%
<b>Metais N Ferrosos</b>	Alumínio	1,5	0,2%
<b>Plásticos (mistura)</b>	Mistura de plásticos	23,0	2,3%
<b>Cablagens elétricas</b>	Plástico	7,0	0,7%
	Cobre	4,1	0,4%
<b>Espumas</b>	PUR	13,5	1,4%
<b>Fibras têxteis</b>	Inclui nylon e outros tecidos	24,9	2,5%
<b>Borrachas</b>	Borrachas	6,5	0,7%
<b>Total</b>		<b>100</b>	<b>10%</b>

**NOTA:** Foi considerado que cada VFV pesa uma tonelada (t).

Pela análise da tabela anterior, verifica-se que a quantidade total de resíduos desmantelados, abrangidos na proposta num veículo com 1000 kg, totaliza cerca de 100 kg, que representam uma percentagem mássica média de 10% (m/m) de um veículo ligeiro (válido para as categorias M1 e N1).

Tomando os fluxos de resíduos contabilizados como válidos, poder-se-á fazer a extrapolação representada na Tabela 3.3, que indica uma ordem de grandeza interessante relativamente à quantidade total anual de resíduos desmantelados na rede Valorcar, caso se implementasse nacionalmente esta proposta de desmantelamento adicional de componentes automóveis.

*Tabela 3.3 Quantidades nacionais anuais desmanteladas adicionalmente com a proposta deste trabalho.*

Fluxo de resíduo	Composição	Quantidade total anual [t/ano]	% mássica média relativa à massa total de resíduos geridos pela rede Valorcar
<b>Metais Ferrosos</b>	Aço	1531	2,0%
<b>Metais N Ferrosos</b>	Alumínio	118	0,2%
<b>Plásticos (mistura)</b>	Mistura de plásticos	1805	2,3%
<b>Cablagens elétricas</b>	Plástico	549	0,7%
	Cobre	324	0,4%
<b>Espumas</b>	PUR	1059	1,4%
<b>Fibras têxteis</b>	Inclui nylon e outros tecidos automóveis	1952	2,5%
<b>Borrachas</b>	Borrachas	511	0,7%
<b>Total</b>		<b>7 849</b>	<b>10%</b>

**NOTA:** Teve-se em conta que o número total de VFV processados em 2010 pela rede Valorcar, isto é, 78 402 (Valorcar, 2011a) e que cada VFV pesa 1 t.

Numa análise geral verifica-se que, caso se leve a cabo esta proposta de desmantelamento dos componentes automóveis a nível nacional, poderão ser recuperados anualmente cerca de 7 849 t de materiais com potencial de valorização.

O principal objetivo do presente estudo é a avaliação comparada de modelos de gestão dos fluxos de resíduos provenientes desta proposta de desmantelamento.

O modelo de gestão de VFV preconizado a nível nacional, encontra-se balizado em termos de objetivos e metas pela política comunitária para o ano 2015, nomeadamente ao nível da reciclagem (85%), da valorização (inclui reciclagem e valorização energética a um nível mínimo de 95%) e da deposição em aterro (a um nível máximo de 5%). A opção entre diferentes alternativas processuais deve enquadrar-se no âmbito de um conceito de gestão integrada de resíduos que aponta para o uso de diferentes processos de tratamento, de acordo com a natureza (e estado de segregação) que os resíduos apresentem.

De entre várias técnicas de apoio à tomada de decisão em relação a estas diferentes opções de tratamento está a ACV, a qual tem vindo a ter uma aplicação muito diversificada, uma vez que permite ter uma aproximação holística de todo o ciclo de vida de um bem ou produto.



## 4 Avaliação do Ciclo de Vida

### 4.1 Introdução

A crescente consciencialização da importância da proteção ambiental e dos possíveis impactes ambientais associados aos produtos fabricados e consumidos, fez aumentar o interesse pelo desenvolvimento de métodos para melhor compreender e reduzir estes impactes. Uma das técnicas desenvolvidas para esta finalidade é a *Avaliação do Ciclo de Vida* (ACV), conhecida internacionalmente por *Life Cycle Assessment* (LCA).

Em 1994, a *International Standardization Organization* (ISO) criou o comité técnico TC 207 com vista à uniformização das metodologias de várias ferramentas estruturadas de gestão ambiental. No contexto da ACV, resultaram quatro normas importantes (ISO 14040:1997, ISO 14041:1998, ISO 14042:2000, ISO 14043:2000). Estas normas foram, no entanto, mais recentemente substituídas pela norma EN ISO 14040:2006 (ISO, 2006a), sendo esta, por sua vez, complementada com os requisitos, linhas e diretrizes da EN ISO 14044:2006 (ISO, 2006b). Estas normas providenciam uma base estrutural metodológica para aplicação da ACV, mas não constituem, em si mesmas, um manual de aplicação concreta desta técnica. Na prática, existem disponíveis vários manuais para aplicação das normas, nomeadamente o LCA-Guide da escola de Leiden (Heijungs *et al.*, 1992), posteriormente atualizado pelo CML-2001 (Guinée *et al.*, 2001).

De acordo com a ISO 14040, a ACV define-se como sendo um instrumento de gestão ambiental, que permite compilar os fluxos de entrada e saída e avaliar os potenciais impactes ambientais associados a um produto/processo, ao longo de todo o seu ciclo de vida, desde a extração das matérias-primas, “berço”, até à deposição final no ambiente, “túmulo” (*from cradle-to-grave*), pelo que é também um importante instrumento de apoio à tomada de decisões em diversas áreas como: inovação, regulamentação (industrial, ambiental), estratégias e políticas (ISO, 2006a).

A Figura 4.1 ilustra os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados numa ACV e as entradas/saídas tipicamente consideradas.

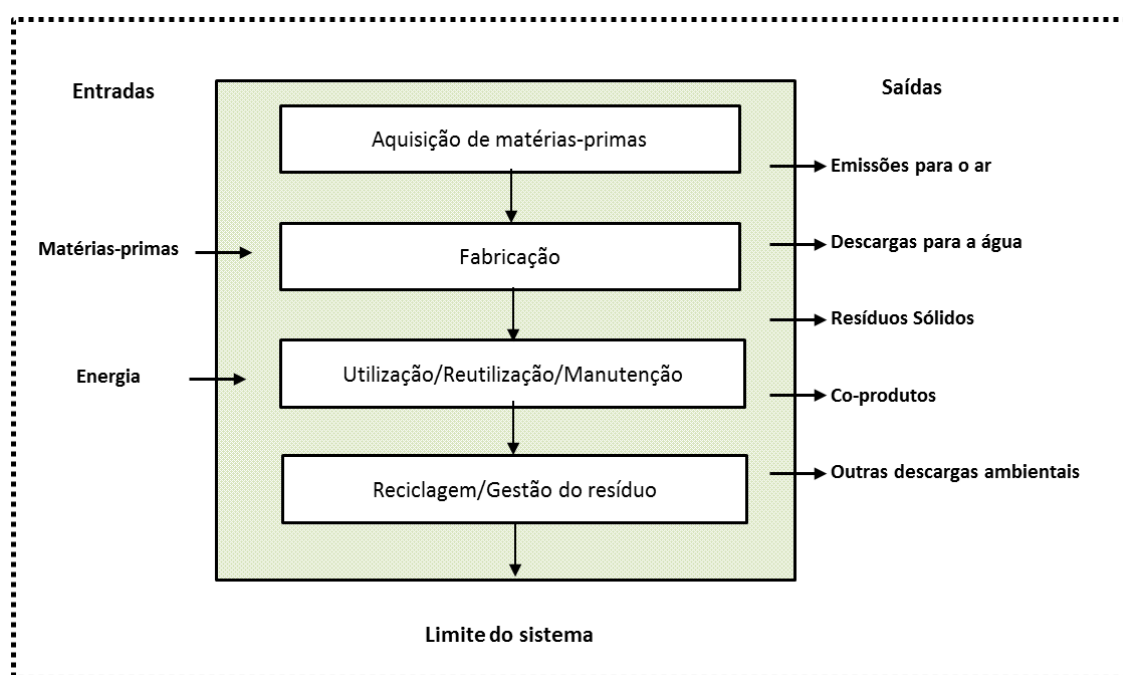


Figura 4.1 Estágios do ciclo de vida de um produto (Ferreira, 2004).

O Parlamento Europeu tem vindo a alertar os Estados Membros para a necessidade e interesse da técnica de ACV, para ajudar a escrutinar melhor as diferentes alternativas de gestão que se colocam, face aos decisores (Matos *et al.*, 2011).

## 4.2 ACV aplicada à gestão de resíduos

O uso da metodologia da ACV, aplicada à gestão de resíduos, permite quantificar e caracterizar os impactes ambientais causados, desde o momento em que os materiais são considerados resíduos (ou seja “berço”), até serem enviados para reintegração no ciclo de matérias-primas (reciclagem) ou descarregados no ambiente (atmosfera, meio hídrico e solo), através de processos de eliminação, tais como o aterro ou a incineração, ou seja “túmulo”.

A aplicação da ACV à gestão de resíduos apresenta particular interesse na avaliação comparada de diferentes alternativas de gestão, que são possíveis (cenários) para o destino final dos resíduos. Estas alternativas de gestão são condicionadas, por exemplo, pela necessidade de cumprimento das metas europeias em matéria de valorização e eliminação de resíduos e pelas normas comunitárias em matéria de emissões.

As atuais estratégias de gestão de resíduos assumem que a ACV tem um relevante contributo para fundamentar tomadas de decisão (Matos *et al.*, 2011).



### 4.3 Metodologia da ACV

De acordo com a ISO 14040:2006 - *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework* (ISO, 2006a) e a ISO 14044:2006 - *Environmental management - Life cycle assessment – Requirements and guidelines* (ISO, 2006b), a metodologia de realização de uma ACV compreende as fases de definição do objetivo e do âmbito, de análise de inventário, de avaliação de impactes e de interpretação dos resultados, como se ilustra na Figura 4.2.

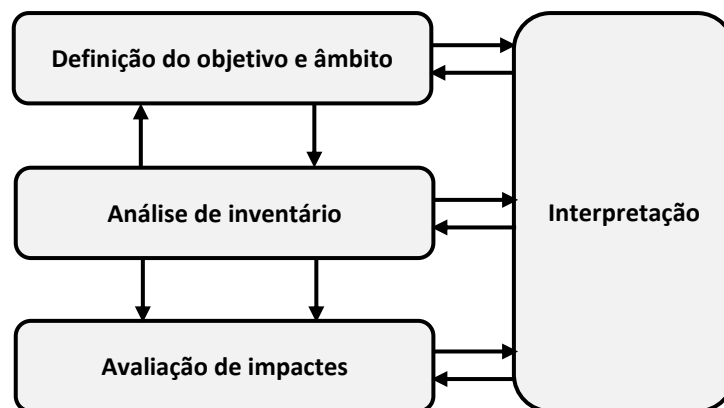


Figura 4.2 Fases de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ISO, 2006a).

Estas fases estão interligadas e poderá ser necessário ao longo do estudo mudar cada uma delas (ISO, 2006a).

De seguida, analisar-se-á cada uma das fases da ACV, acima descritas, tendo como base as normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2006a; ISO 2006b) pelas quais este trabalho está orientado.

#### 4.3.1 Definição do objetivo e âmbito

Uma clara e inequívoca definição do “Objetivo” e “Âmbito” é fundamental para a condução do estudo de ACV. Embora pareça simples e óbvia, esta fase é crucial para o sucesso do estudo e para a sua relevância e utilidade.

##### 4.3.1.1 Objetivo de estudo

Uma boa noção inicial sobre o objetivo do estudo, permite despende algum tempo adicional na definição de aspetos relevantes, referentes ao objeto do estudo da ACV. A clarificação destes aspetos permitirá direcionar mais eficazmente os esforços necessários à condução da ACV e, desta forma, minimizá-los.

Na definição do objetivo é descrita a finalidade do estudo, sendo que os resultados obtidos estão fortemente relacionados com essa finalidade, pretendendo ser a sua

resposta. O objetivo de um estudo ACV deve expor, de forma não ambígua, a aplicação planeada, incluindo as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, i.e., a quem irão ser comunicados os resultados do estudo.

#### *4.3.1.2 Âmbito de estudo*

Na definição de âmbito de um estudo ACV, devem ser considerados e claramente descritos os seguintes itens: as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, os sistemas; a unidade funcional; as fronteiras do sistema; os procedimentos de afetação; as categorias de impacto e metodologias de análise de impacto e subsequente interpretação a ser utilizada; requisitos dos dados; pressupostos; limitações e requisitos iniciais de qualidade dos dados.

De acordo com a natureza da metodologia de ACV, o âmbito do estudo poderá necessitar de ser redefinido à medida que é recolhida informação adicional. Ainda assim, o âmbito deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o nível de detalhe do estudo, sejam compatíveis e suficientes para satisfazer os objetivos estabelecidos.

#### *4.3.1.3 Função, unidade funcional e fluxos de referência*

Para descrever um sistema e o seu desempenho, SETAC (1991) especificam que o sistema global deve ser dividido em séries de subsistemas ligados entre si por fluxos de materiais ou de energia. Uma vez identificadas todas as componentes do subsistema, cada uma delas pode ser vista como um sistema no seu verdadeiro sentido e irá receber energia e materiais e emitir poluentes para o ar e para a água, resíduos sólidos e outras descargas ambientais, além dos produtos úteis. Para além dos impactos dos materiais primários, também as descargas ambientais associadas com a produção, utilização, transporte e deposição dos materiais subsidiários, utilizados no sistema, devem ser incluídos nos limites do sistema.

A necessidade total de matérias-primas e energia e as saídas totais de resíduos sólidos, líquidos e gasosos do sistema global, é simplesmente a soma das entradas e saídas de todas as componentes dos subsistemas. O modelo é correto se não violar as leis científicas, assegurando em particular que a lei de conservação da massa se aplica e que as leis da termodinâmica são respeitadas.

Um passo importante na descrição do sistema é a identificação e definição da unidade funcional, a qual deve indicar claramente a função do sistema em análise e a sua escolha deve ir de encontro ao objetivo e âmbito do estudo. A unidade funcional é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que constitui a referência para

a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados ACV é feita numa base comum, sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas estão a ser avaliados (ISO, 2006a).

#### 4.3.1.4 *Fronteiras do sistema*

As fronteiras do estudo definem a extensão/profundidade/minúcia do trabalho, ou seja, que estágios (componentes de processo), entradas e saídas devem ser incluídos na avaliação. Devem ser delimitados os limites entre (i) o sistema de produto e o ambiente e, (ii) entre o sistema de produto investigado e outros sistemas de produto (Assies, 1992).

No *workshop* de Leiden acordou-se que, na generalidade, podem omitir-se componentes do sistema que contribuam com menos de 1% para a massa do produto total, especialmente se ele é inferior à certeza estatística do fator menos preciso. Uma exceção a esta regra é o caso de substâncias altamente tóxicas ou persistentes, ou recursos escassos. Nestes casos, mesmo assim, 1% da massa pode ainda ser significativo, devendo ser incluídas (Huisinigh, 1992).

Como especificado na norma ISO 14040, o critério aplicado no estabelecimento dos limites do sistema deve ser identificado e justificado no âmbito do estudo. Vários fatores determinam os limites do sistema, incluindo a aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, critério *cut-off*, restrições de dados e custos e audiência pretendida.

#### 4.3.1.5 *Requisitos da qualidade dos dados*

Segundo a ISO 14040 (ISO, 2006a), os requisitos de qualidade dos dados especificam, em termos gerais, as características dos dados necessárias para o estudo, isto é, dependendo do objetivo do estudo, são formulados os requisitos de qualidade dos dados, em termos de representatividade ou precisão. Neste contexto, as fontes de recolha dos dados devem ser documentadas e todas as suposições feitas também devem ser mencionadas. A existência ou não de alocação de fluxos também deve ser esclarecida nesta fase, uma vez que a qualidade dos dados pode ser influenciada por este tipo de procedimentos.

#### 4.3.1.6 *Comparação entre sistemas*

Em estudos comparativos, a ISO 14040 estipula que a equivalência dos sistemas a serem comparados deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados. Os sistemas devem ser comparados, utilizando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como o desempenho, as fronteiras do sistema, a qualidade dos dados, os procedimentos de afetação, as regras de decisão na avaliação

de entradas e saídas e análise de impacto. Qualquer diferença entre sistemas, relativamente a estes parâmetros, deve ser identificada e mencionada.

#### **4.3.2 Análise de inventário do ciclo de vida**

A definição do objetivo e âmbito de estudo estabelece as condições necessárias para a fase seguinte da metodologia ACV, denominada de análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV).

A análise de inventário envolve a compilação dos dados mensuráveis relativos aos processos (rede de fluxos materiais e de energia, processos e tecnologias, etc.) e intervenções ambientais (emissões de poluentes, etc.) que servirão de base ao estabelecimento duma análise de inventário.

O processo de realização de uma análise de inventário é iterativo. À medida que os dados vão sendo recolhidos e se vai conhecendo melhor o sistema, podem ser identificados novos requisitos para os dados ou limitações que exijam alterações nos procedimentos de recolha de dados, de modo a que os objetivos do estudo sejam satisfeitos. Por vezes, podem ser identificadas questões que impliquem revisões dos objetivos ou âmbito do estudo (ISO, 2006b).

A árvore do processo é o esquema geralmente utilizado na análise de inventário para sumariar todos os processos unitários que constituem o ciclo de vida do produto em estudo, bem como todas as relações que se estabelecem entre si. A árvore final do processo deverá conter todas as ligações existentes entre as entradas e saídas a nível económico e ambiental, não esquecendo de referir os processos que não estão dentro da fronteira de estudo (Guinée *et al.*, 2001). A tabela de inventário, por sua vez, é uma forma de individualizar e quantificar cada um dos processos esquematizados na árvore do processo.

Podem ser diferenciados três tipos de fluxos de inventário: (i) fluxos elementares que são emitidos para o ambiente ou extraídos a partir dele; (ii) fluxos de produtos (bens, serviços), que são procedentes ou antecedentes da tecnosfera e (iii) fluxos de resíduos (um subtipo de fluxos de produtos). A utilização de recursos e o uso do solo, as matérias-primas, matérias-auxiliares e a energia, são registados como entradas. As emissões para o ar, água e solo, bem como resíduos, produtos e co-produtos, são consideradas saídas de uma análise de inventário.

Toda a informação recolhida deve ser compilada e organizada de forma a facilitar a leitura da mesma e a proceder para a fase de avaliação de impactes do ciclo de vida.

### 4.3.3 Avaliação de impactes do ciclo de vida

Tendo como base os dados obtidos da análise de inventário, procede-se à avaliação de impactes associados a cada fase do ciclo de vida do objeto de estudo.

A Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida (AICV) consiste na transformação das intervenções ambientais (materializadas no ICV) em efeitos ambientais potenciais (categorias de impacte), conduzindo à avaliação de impactes.

A fase de avaliação de impactes compreende uma série de elementos obrigatórios e de elementos opcionais, conforme se ilustra na Figura 4.3.

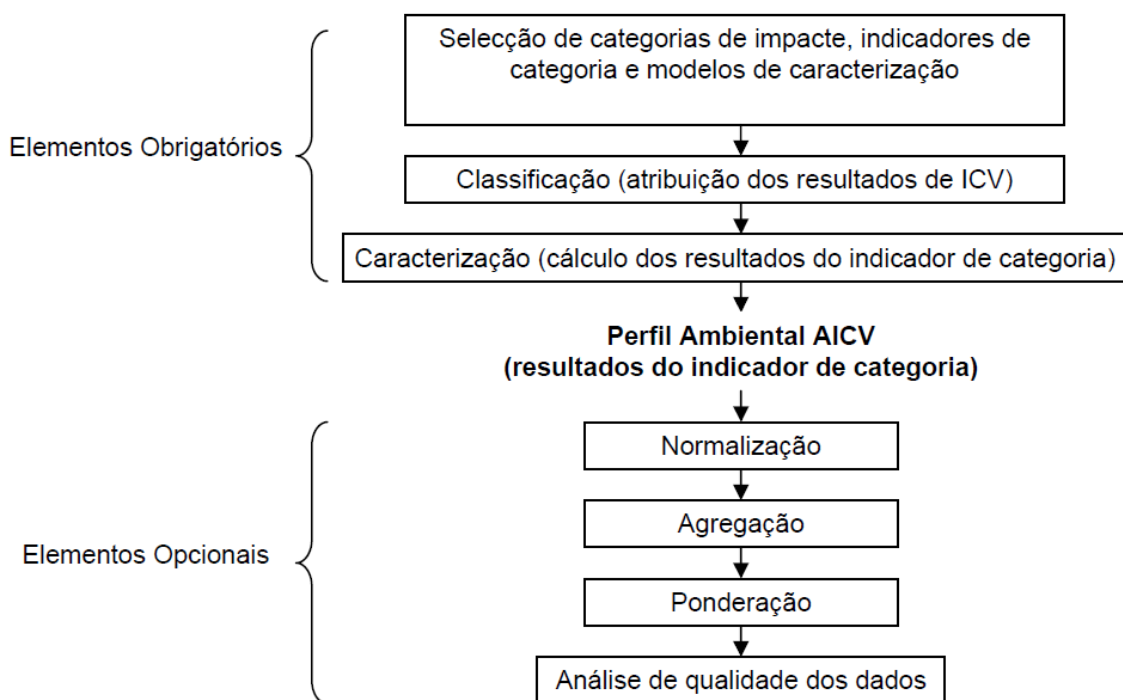


Figura 4.3 Elementos da fase AICV (ISO, 2006a).

Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em resultados de indicador de categoria (perfil ambiental) para as diferentes categorias de impacte, e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar ou pesar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados.

#### 4.3.3.1 Seleção de categorias de impacte, respetivos indicadores de categoria e modelos de caracterização

A seleção de categorias de impacte e os respetivos indicadores de categoria são o primeiro passo numa AICV, que irá ser considerado como parte da ACV global. Este passo deve ser executado durante a fase inicial de definição de objetivos e âmbito, para

orientar o processo de recolha de dados de ICV e as reconsiderações seguintes a esta fase.

Dos vários métodos de análise de impacto de ciclo de vida, disponíveis na bibliografia, destacam-se o método **Eco-indicator 99** que, sendo um método multi-fase, a sua abordagem é orientada para o dano, o que corresponde na gíria ISO ao ponto final no mecanismo ambiental, o método **Ecopontos 97** (Suíço) que é um método fase única, isto é, cada carga ambiental é multiplicada por um único fator que a transforma em ecopontos e o método **CML 2001** que, sendo um método multi-fase tem uma abordagem orientada para o problema, que corresponde na gíria ISO, ao ponto intermédio no mecanismo ambiental (Ferreira, 2004). Este último método é uma atualização do método CML 1992 que consta do *Dutch Guide to LCA* (Heijungs *et al.* 1992) e é um dos primeiros métodos de avaliação, desenvolvido e vulgarmente utilizada em diversos estudos de ACV, em vários países. O seu nome está relacionado com a entidade onde foi desenvolvido - o Centro de Gestão Ambiental da Universidade de Leiden, Holanda.

A *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) publicou uma lista de categorias de impacto que serviu de suporte para a *baseline impact categories* desta metodologia. As categorias de impacto que lhe servem de base são: a depleção de recursos abióticos, o uso do solo, o aquecimento global, a depleção da camada de ozono, a toxicidade humana, a ecotoxicidade, a formação de oxidantes fotoquímicos, a acidificação e a eutrofização (Guinée *et al.*, 2001).

#### 4.3.3.2 Classificação

As intervenções ambientais (emissões poluentes, extração de recursos naturais, etc.) têm como consequência efeitos ambientais (também designados por categorias de impacto) a nível local, regional e planetário.

Uma mesma intervenção pode estar associada a mais do que uma categoria e terá de ser, portanto, multiplamente contabilizada. Por exemplo, as emissões de NO<sub>x</sub> são contabilizadas nas categorias de acidificação, eutrofização, e formação de oxidantes fotoquímicos, exceto se forem fenómenos não simultâneos no espaço e no tempo.

A afetação das várias intervenções ambientais às várias categorias de impacto, designa-se por classificação. A classificação assenta, assim, no conceito de tema ambiental, ou categoria de impacto, que traduz o efeito criado por um conjunto de poluentes afins.

#### 4.3.3.3 Caracterização

O efeito criado por um determinado poluente sobre uma determinada categoria de impacte, é calculado mediante fatores de caracterização. Este procedimento denomina-se caracterização.

Uma intervenção ambiental não tem o mesmo peso relativo em todas as categorias onde é contabilizada. São-lhes, por isso, atribuídos fatores de caracterização (ou de equivalência, ou de classificação) para que se possam somar as contribuições de todas as intervenções numa dada categoria. O resultado obtido é o indicador dessa categoria (ou impacte). Por sua vez, o conjunto de todos os indicadores de todas as categorias designa-se por perfil ambiental. O indicador duma categoria, ou impacte, é obtido pela seguinte expressão:

$$\text{impacte}_{\text{cat } j} = \sum_i m_i \cdot (\text{factor de caracterização})_{\text{cat},i} \quad (2)$$

onde  $m_i$  é a quantidade de intervenção (em massa ou volume).

Da caracterização resulta uma lista de valores numéricos, que pretende quantificar as potenciais cargas ambientais do ciclo estudado, designada por perfil ambiental.

#### 4.3.3.4 Normalização

A normalização dos resultados do indicador é um elemento opcional da fase de AICV, que tem como objetivo compreender melhor a magnitude relativa de cada resultado do indicador do sistema de produto em estudo. Normalizar os resultados do indicador, é calcular a sua magnitude relativamente a uma informação de referência que pode ser útil, por exemplo, para verificar inconsistências, prover e comunicar informação numa significância relativa do resultado dos indicadores e preparar para procedimentos adicionais, tais como agrupamento, ponderação ou interpretação do ciclo de vida (ISO, 2006a).

#### 4.3.3.5 Agregação

A agregação é, também, um elemento opcional da fase de AICV e compreende a atribuição das categorias de impacte numa ou mais séries, como pré-definido na definição dos objetivos e âmbito, e pode envolver separação e/ou ordenação (ISO, 2006a).

#### **4.3.3.6 Ponderação**

A ponderação é um elemento opcional da fase de AICV, no qual são atribuídos pesos ou valores relativos às diferentes categorias de impacto, baseados na sua importância ou relevância percebida, de acordo com os seguintes procedimentos possíveis:

- Converter os resultados do indicador ou resultados normalizados com fatores de peso selecionados;
- Possivelmente agregar estes resultados de indicadores convertidos ou resultados normalizados, ao longo das categorias de impacto.

O valor ou índice proveniente da agregação dos resultados dos indicadores pesados representa o desempenho ambiental do sistema de produto em estudo. De acordo com a ISO 14040, não existe forma científica de reduzir resultados da ACV a um resultado global único ou número, pelo que ela não pode ser utilizada para reivindicação comparativa.

#### **4.3.3.7 Análise de qualidade dos dados**

As ferramentas de qualidade dos dados mencionados na ISO 14042 compreendem a análise de gravidade (importância), a análise de incerteza e a análise de sensibilidade.

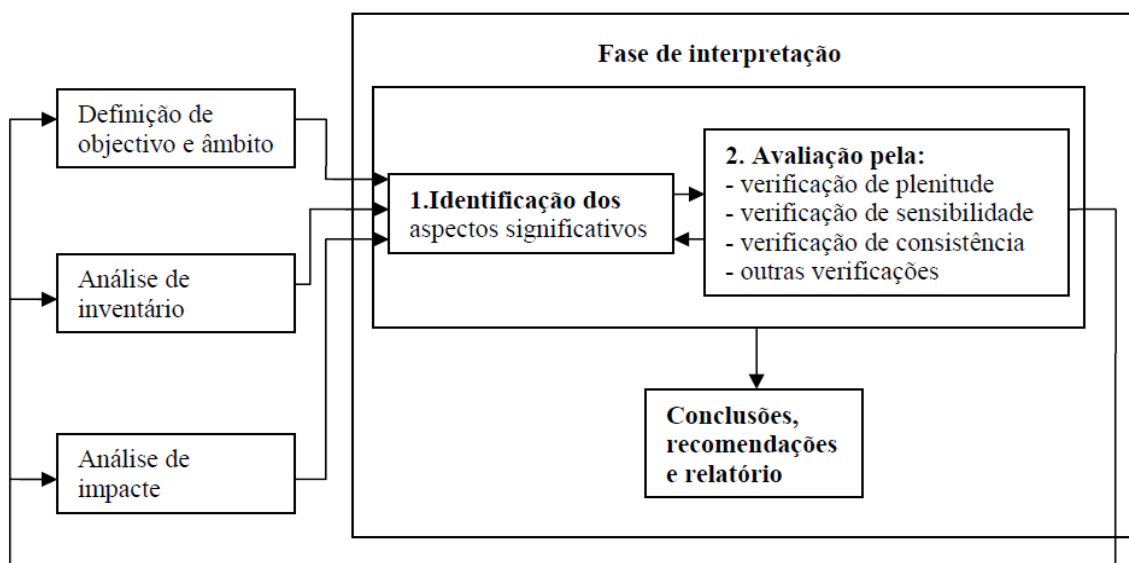
Estas ferramentas podem ser aplicadas aos diferentes níveis do processo de análise de impacto: resultados do ICV, resultados do indicador, resultados normalizados e resultados ponderados.

#### **4.3.4 Interpretação**

A interpretação do ciclo de vida consiste na fase final da ACV e, de acordo com a ISO 14040 (ISO, 2006a), é um procedimento iterativo e sistemático que tem como objetivo identificar, qualificar, verificar, analisar os resultados, chegar a conclusões, esclarecer limitações, sugerir recomendações baseadas nas descobertas das fases precedentes do estudo ACV ou ICV e relatar os resultados da interpretação do ciclo de vida de forma transparente, de modo a encontrar os requisitos da aplicação como descrito nos objetivos e âmbito do estudo.

A fase de interpretação do ciclo de vida de um estudo ACV ou ICV, compreende três elementos conforme ilustrado na Figura 4.4.





*Figura 4.4 Relação dos elementos da fase “interpretação” com as outras fases da ACV (Ferreira, 2004).*

Para a identificação dos aspetos significativos é necessário determinar as principais contribuições para cada categoria de impacte. Os dados da análise de inventário relevantes, que não são considerados pelas categorias de impacte, têm também que ser integrados neste elemento da interpretação. Seguindo a definição do âmbito, as contribuições podem também ser agrupadas por processo individual, fase de ciclo de vida ou mesmo pelo ciclo de vida. Com toda esta estruturação de informação, é possível identificar os principais problemas.

Para realizar uma avaliação dos resultados, de acordo com a norma ISO 14044 (2006b), deve ser efetuada uma verificação da sensibilidade e consistência dos processos ou fases do ciclo de vida. A sensibilidade é verificada através da variação de cenários para diferentes processos ou parâmetros. O efeito destas variações no resultado global demonstra a sensibilidade da ACV. A consistência dos resultados assegura que o procedimento é adequado, face aos objetivos e âmbito do estudo, e ainda que a metodologia foi aplicada corretamente em todo o ciclo de vida do produto.

O terceiro elemento engloba a apresentação dos resultados, com respetivas conclusões e recomendações. É ainda importante salientar que as conclusões e recomendações de qualquer ACV devem ter sempre em conta a definição dos objetivos e âmbito do estudo. Significa também que se procurará prevenir os impactes ambientais no momento do ciclo de vida em que há mais probabilidade de reduzir os impactes ambientais globais e a utilização de recursos de forma economicamente eficiente (CE, 2004).

#### **4.4 Modelos e bases de dados**

O cálculo do inventário de emissões é uma tarefa relativamente laboriosa, que assenta numa base de dados, cujo acesso é normalmente limitado e que evolui no tempo à medida que são conhecidos novos processos produtivos. Hoje em dia, este processo de construção das bases de dados e dos modelos de cálculo (aplicativos) pertence a um conjunto restrito de intervenientes.

Atualmente, existe uma revisão crítica dos vários modelos matemáticos existentes para a realização de ACV. Alguns exemplos de modelos mais usados são o caso do SimaPro7, o GaBi 4.0, o KCL-ECO 3, o LCAiT e o Umberto 5.0.

Naturalmente que não é possível executar ACV sem recorrer a bases de dados de emissões. Alguns destes modelos vêm com bases de dados associadas, mas nos casos em que isso não acontece, é sempre possível consultar bases de dados dedicadas. Algumas das bases de dados mais conhecidas são a ECOINVENT, a SPINE, a GEMIS, a TEAM e a ExternE (Matos *et al.*, 2011).

Alguns destes modelos e bases de dados são de utilização gratuita e estão disponíveis nos *sites* das entidades referidas. Os que não são gratuitos, estão disponíveis na forma de “demo” (gratuito) o qual é razoável, mesmo tendo algumas funções de utilização limitadas.

#### **4.5 Limitações de um estudo ACV**

Embora se refiram sempre diversas vantagens dos estudos de ACV existem, no entanto, algumas limitações à sua utilização (Sleeswijk *et al.*, 1996). A elaboração de estudos que utilizam a metodologia da ACV quase sempre acarreta um grande consumo de tempo, recursos financeiros e humanos. Dependendo da profundidade do estudo que se pretende conduzir, a recolha de dados pode ser dificultada por várias razões, pois nem sempre se tem acesso a toda a informação do processo produtivo de um bem, ou de processos associados ao ciclo de vida desse bem, por questões de confidencialidade. A este facto acresce que, em muitos casos, essa informação simplesmente não existe. Como tal, a informação é normalmente recolhida de uma variedade de fontes, que incluem bases de dados públicas, bases de dados comerciais, livros e artigos científicos, estudos de ACV, entre outros, o que significa uma variação acentuada na qualidade de informação (Peereboom *et al.*, 1999).

Também os resultados de uma ACV que enfoca questões globais ou regionais podem não ser apropriados para aplicações locais, ou seja, a realidade local muitas vezes é diferente da global.

Uma outra limitação diz respeito ao facto desta técnica em questão considerar apenas o critério ecológico, isto é, não entra em conta com os aspetos económicos e sociais.

É importante ter em mente que a ACV, pela sua natureza, não é uma ferramenta capaz de medir qual produto ou processo é o mais eficiente, tanto em relação ao custo como em relação a outros fatores, já que não mede, por exemplo, impactes reais ambientais, mas sim impactes potenciais.

Outra questão importante a ter em consideração é o facto da ACV ser uma metodologia que está em constante evolução e, como tal, diferentes abordagens do problema podem resultar em resultados diferentes (Pongrácz, 1998). Por outro lado, análises comparativas de processos ou produtos devem ser evitadas, não podendo servir para propaganda comercial de comparação entre dois produtos concorrentes, bem como servir de base para regulamentação legislativa sobre limites de emissão (Matos *et al.*, 2011).

#### **4.6 Conclusão**

A ACV define-se como sendo um instrumento de gestão ambiental, que permite determinar as cargas ambientais associadas a um dado bem ou serviço (produto ou processo) identificando e quantificando o uso de matérias-primas, consumos energéticos e descargas de resíduos no ambiente, com o intuito de determinar o seu impacto (incidência ambiental) e avaliar e implementar medidas práticas de melhoria ambiental (Matos *et al.*, 2011).

Esta ferramenta tem vindo a ter muitas aplicações na avaliação comparada de produtos, procedimentos e serviços. Também na gestão de resíduos, o conceito ACV tem vindo a ser aplicado como forma prática de comparação entre várias estratégias de gestão, sendo mesmo recomendada pela UE para refinar a hierarquia de gestão de resíduos (prevenir, valorizar e eliminar).

A metodologia de realização de uma ACV envolve quatro fases. A primeira fase consiste na definição do objetivo e do âmbito e deve ser definida de forma clara e consistente com a aplicação do estudo, sendo o âmbito definido de modo a assegurar que a amplitude, a profundidade e o detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes para satisfazer o objetivo estabelecido.

A fase seguinte, consiste na análise de inventário, onde são recolhidos dados e executados balanços mássicos e energéticos, com o objetivo de quantificar as entradas e saídas do sistema em estudo.

De seguida tem-se a fase de avaliação de impactes ambientais, que apresenta seis etapas, onde três das quais são de carácter facultativo. As primeiras três etapas são de carácter obrigatório e consistem na seleção das categorias de impacte, respetivos indicadores e modelos de caracterização, na classificação, onde são atribuídos os resultados da análise de inventário às categorias de impacte e na caracterização, onde são calculados os valores dos indicadores ambientais para cada uma das categorias de impacte. Os elementos considerados como opcionais são: a normalização, a agregação e a ponderação.

Por fim, na última fase da ACV, é feita a interpretação dos resultados obtidos.

## **5 Aplicação da ACV à gestão de VFV**

### **5.1 Introdução**

Com a aplicação da ACV à gestão dos VFV pretende-se, de certo modo, caracterizar e quantificar os potenciais impactes ambientais causados durante às várias operações de gestão, desde o seu “berço”, isto é, desde que os materiais são considerados resíduos, até serem valorizados energeticamente, encaminhados para reintegração no ciclo de matérias-primas (reciclagem) ou descarregados no ambiente através de processos de eliminação como deposição em aterro.

No presente capítulo, e de acordo com a base estrutural e metodológica estabelecida pelas normas EN ISO 14040:2006 e EN ISO 14044:2006 (vide Capítulo 4), pelas quais este trabalho está orientado, na secção 5.2 é apresentado o objetivo e âmbito do estudo de ACV. Na secção 5.3 procede-se à análise de inventário (ICV), onde são identificados e quantificados os fluxos de entrada e saída em três cenários de gestão dos resíduos VFV, bem como dos subsistemas que integram cada um deles. Para finalizar, na secção 5.4 são estabelecidas as categorias de impacte, respetivos indicadores ambientais e modelos de caracterização.

### **5.2 Definição do objetivo e âmbito**

O objetivo e o âmbito do presente estudo de ACV aplicado a diferentes opções (cenários) de gestão de VFV, são apresentados na próxima subsecção.

#### **5.2.1 Objetivo de estudo**

O principal objetivo do presente trabalho é a avaliação comparada de modelos de gestão dos resíduos VFV, abrangidos pela proposta de desmantelamento de componentes, descrita no Capítulo 3. Para o efeito, foram considerados três cenários ou estratégias de gestão dos resíduos adicionalmente desmantelados, tendo em vista determinar o respetivo desempenho ambiental. O cenário 1, tem como referência a situação atual do destino dos resíduos em estudo, isto é, o envio para o processo de fragmentação, no qual existe recuperação de certos metais ferrosos e não ferrosos e envio da fração restante (RFA) para aterro. Por sua vez, o cenário 2, é em parte semelhante ao cenário 1 mas, ao invés da deposição em aterro de RFA, considera a incineração destes resíduos, com recuperação de energia. Por último, o cenário 3, tem em conta o desmantelamento

adicional de componentes e/ou materiais automóveis. Nestes materiais encontram-se as cablagens elétricas automóveis que são enviadas para Tratamento Físico Mecânico (TFM) onde o cobre recuperado é encaminhado para reciclagem e o plástico envolvente das mesmas é enviado para incineração com recuperação de energia. Já os restantes materiais são processados de maneira a que os metais ferrosos e não ferrosos sejam recuperados e enviados para reciclagem. Já para aqueles que não têm valor comercial (p.ex. têxteis, plásticos, borracha, etc.) são processados e encaminhados como CSR para a indústria cimenteira.

Para o efeito, é utilizada como ferramenta de apoio, a metodologia de ACV, de modo a que os impactes ambientais sejam abordados de uma forma integrada e não isolada ao longo de todo o ciclo de vida.

O público-alvo deste estudo são todos os intervenientes no ciclo de vida deste fluxo de resíduos, que incluem os responsáveis pela gestão dos resíduos em estudo, os sectores de distribuição, a indústria de desmantelamento e fragmentação, bem como todos os operadores de valorização de VFV.

### 5.2.2 Âmbito de estudo

Na formulação do âmbito devem ser considerados e descritos todos os pontos, de forma a ter uma cobertura geográfica, temporal e tecnológica, ao nível de sofisticação adequada ao objetivo estabelecido.

#### 5.2.2.1 Função, unidade funcional e fluxos de referência do sistema

Um dos objetivos de estudo deste trabalho consiste na comparação de três sistemas de gestão dos resíduos VFV abrangidos pela proposta de desmantelamento de componentes e/ou materiais suplementares. Conforme o exposto na Tabela 5.1 foram estabelecidas a função, a unidade funcional e os fluxos de referência comuns a estes três sistemas.

*Tabela 5.1 Função, unidade funcional e fluxos de referência do sistema.*

<b>Sistema de estudo</b>	Gestão de resíduos VFV abrangidos pela proposta de desmantelamento de componentes e/ou materiais suplementares
<b>Função</b>	Deposição em aterro, valorização material, valorização energética
<b>Unidade Funcional</b>	10% de um VFV (tipo: veículo ligeiro com peso médio de 1 t)
<b>Fluxo de referência</b>	100 kg/VFV

Conforme o apresentado na tabela anterior, a Unidade Funcional (UF) que foi considerada adequada a este estudo corresponde a 10% de um VFV, constituído por categorias de materiais diferentes (plásticos, metais ferrosos e não ferrosos, têxteis, espumas e borrachas), como mostrado na Tabela 3.2. Por sua vez, o fluxo de referência associado à UF é 100 kg/VFV.

#### 5.2.2.2 Fronteiras do sistema

As fronteiras do sistema para a gestão integrada da UF são representadas na Figura 5.1, a qual engloba todos os tipos de operações de gestão a que a os resíduos pertencentes à UF podem ser submetidos.

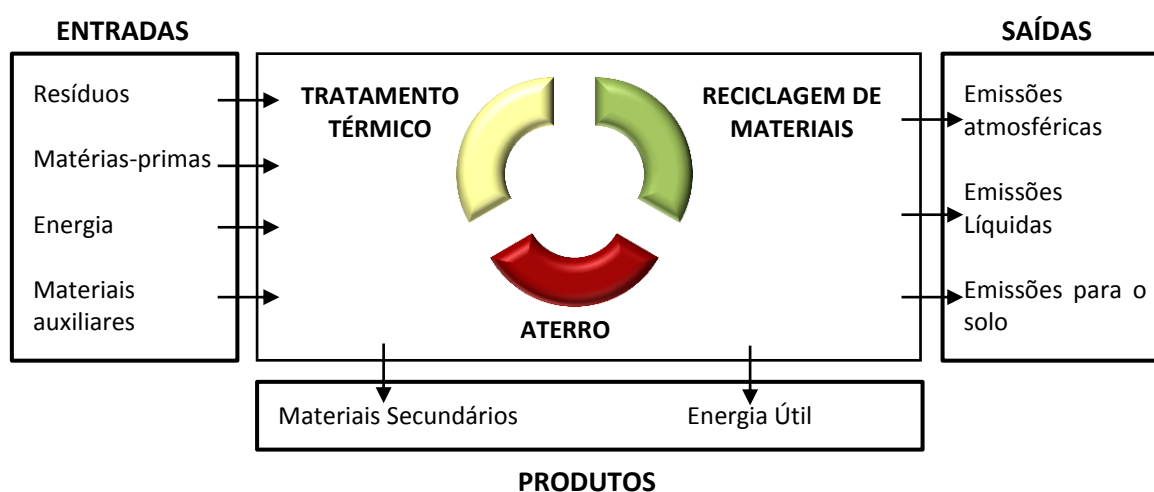


Figura 5.1 Fronteira do sistema da gestão da UF.

A abordagem utilizada, nos três sistemas de gestão, inclui as fases de transporte, operações de tratamento da UF, valorização material ou energética e finalizam com a deposição de resíduos em aterro. Através das fronteiras do sistema ocorre a entrada dos resíduos, energia (eletricidade, combustíveis, etc.), matérias-primas e materiais auxiliares necessários. As saídas do sistema são todo o tipo de emissões para a atmosfera, água e resíduos, bem como os produtos reciclados, incluindo ainda a energia útil.

Os três sistemas de gestão analisados excluem as fases do ciclo de vida que antecedem o desmantelamento, nomeadamente a recolha e o transporte até este processo. Os cenários 1 e 2 não incluem o desmantelamento.

Relativamente às fronteiras geográficas, todos os processos incluídos nos três sistemas de gestão em estudo ocorrem em Portugal Continental, à exceção dos processos de reciclagem que podem ocorrer na Europa, seguindo por isso um modelo representativo da média europeia. No que diz respeito aos subsistemas incluídos em cada um dos sistemas de gestão, como por exemplo a produção de matérias-primas, combustíveis ou

materiais auxiliares, foram respeitados os países de origem da sua produção e ao seu transporte até às respetivas indústrias de tratamento. Mais adiante, aquando a descrição de cada processo e cada subsistema incluído em cada um dos sistemas de gestão, serão definidas, pormenorizadamente, sempre que possível, estas fronteiras geográficas.

Quanto às fronteiras temporais, os dados recolhidos relativamente à quantidade de materiais geridos nos três cenários, dizem respeito ao trabalho de campo executado numa unidade de desmantelamento nacional, no período de Abril/Maio do ano 2011. Em relação aos restantes dados, sempre que possível, também foram definidas fronteiras temporais de cada processo. Estas são referidas mais adiante aquando da descrição do seu sistema de gestão.

#### *5.2.2.3 Fontes de informação e qualidade dos dados*

A qualidade de um estudo de ACV é apenas garantida pela qualidade da informação em que esta se baseia.

Na recolha de dados de inventário, foi dada preferência aos valores medidos em unidades de desmantelamento de VFV. Neste sentido, foi levada a cabo uma experiência numa unidade empresarial de receção e desmantelamento de VFV - CaetanoLyrsa, S.A. - com o objetivo de identificar e quantificar diferentes fluxos de materiais automóveis, os quais poderão ser incluídos numa estratégia futura com o objetivo de atingir o cumprimento das metas estabelecidas pela Diretiva, para o ano 2015.

Todos os dados recolhidos e quantificados *in situ* validam o tipo de prática/tecnologia utilizado em Portugal Continental, no que diz respeito ao possível cenário de desmantelamento destes materiais. Os restantes dados foram retirados de literatura específica e técnica, sendo muitas vezes feitas estimativas para a obtenção de valores, em virtude da ausência dos mesmos na literatura. A utilização destes valores estimados diminui a exatidão dos resultados obtidos, mas são úteis para a comparação dos diferentes cenários.

A utilização de recursos e as emissões que decorrem dos processos incluídos nos três cenários de gestão modelados, como por exemplo a utilização de eletricidade (que por sua vez depende do país produtor), a operação dos veículos de transporte, o processo de fragmentação, a valorização ou eliminação dos resíduos, exige informação adicional que ultrapassaria o âmbito do trabalho. Para tornar exequível este trabalho, recorreu-se a bases de dados de processos, nomeadamente a Ecoinvent V2.2 (2010) (acessível em <http://www.ecoinvent.org/>, sob licença de utilização) e a *European Reference Life Cycle Database* (ELCD) (acessível em <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/tools>).



Alguma desta informação tem especificidade em relação à origem (país), que pode condicionar os resultados finais. Tendo em conta a informação geral disponibilizada nas bases de dados, foi efetuada uma seleção dos processos que pareceram mais adequados. Para este efeito, foi analisada e ponderada a informação relativa às fronteiras de cada um desses processos, de modo a que não ocorressem duplicações ou faltas.

#### 5.2.2.4 Bases de dados

A base de dados Ecoinvent v.2.2 (2010) foi desenvolvida e é mantida pela organização *Swiss Centre for Life Cycle Inventories*. A primeira versão foi lançada em 2003. Esta base de dados apresenta uma lista de 4000 processos que o utilizador pode considerar no seu estudo.

Muitos destes processos descrevem a produção de bens tecnológicos, mas outros são relacionados com a utilização de recursos ambientais (recursos naturais, solo, água, atmosfera).

Cada processo aparece descrito sob a forma de ficheiro (*unit process raw data*), obedecendo a um modelo apropriado de especificações relativamente ao conteúdo e à forma (em formato *xml*). Este ficheiro está acessível e pode ser descarregado a partir do *site* do Ecoinvent, acessível aos utilizadores registados.

Já a base de dados ELCD possui um vasto conjunto de dados acessíveis de forma gratuita e sem restrições de acesso ou utilização.

Para cada processo considerado adequado, ambas as ferramentas referidas oferecem a possibilidade de aceder ao respetivo ICV. Este inventário inclui todos os recursos naturais usados para a produção dos recursos tecnológicos necessários ao fabrico do bem em estudo e, naturalmente, todas as emissões para a atmosfera, a água e o solo. Este inventário inclui, entre muitos outros, os gases com efeito de estufa (GEE). Os referidos valores são conhecidos como fatores de emissão e podem ser expressos como por exemplo kg de CH<sub>4</sub> / (unidade, kWh, kg, MJ, tkm, etc.).

O Ecoinvent permite também a Avaliação do Impacte do Ciclo de Vida (AICV) de cada processo, sob a forma de indicadores de impacte, de acordo com diferentes metodologias (CML 2001, Eco-indicator 99, Ecopontos 97, etc.).

#### 5.2.2.5 Software de aplicação

Para os objetivos do estudo em causa, foi utilizado o *software* MS Excel®, uma vez que ambas as ferramentas anteriormente referidas oferecem a possibilidade de aceder ao respetivo ICV e importar para este *software*. Trata-se de uma ferramenta de fácil

utilização e desenvolvida para levar a cabo cálculos dos módulos que descrevem uma ACV. No entanto, a aplicação desta ferramenta para um estudo completo de ACV, que inclui todos os fluxos de materiais pormenorizados, é um processo extremamente ambicioso e complexo.

#### 5.2.2.6 *Pressupostos do estudo*

##### *a) Considerações prévias*

Nesta secção apresentam-se os pressupostos gerais assumidos no presente estudo.

No caso dos pressupostos específicos de cada processo, estes são referidos nos respetivos capítulos.

Quaisquer informações ou dados, que descrevam possíveis fontes de poluentes, como combustíveis e óleos, os quais geralmente integram os RFA, não foram incorporados na definição da UF. Este aspeto pode ser visto como uma limitação do estudo, mas pode ser justificado, assumindo que todas estas substâncias poluentes são removidas durante as operações de desmantelamento, como exigido pela Diretiva Europeia. Além disso, resultados de estudos recentes (Morselli *et al.*, 2010) mostram que os parâmetros físico-químicos dos RFA encontram-se no limiar de perigosidade. Suposições similares foram encontradas em muitos estudos ACV que lidam com cenários de fim de vida (Boughton e Horvath, 2006; Choi *et al.*, 2006; Sawyer-Beaulieu and Tam 2005, 2008; Schmidt *et al.*, 2004).

##### *b) Infra-estruturas*

De um modo geral, foram selecionados processos que incluíam as infra-estruturas. Os impactes ambientais resultantes da construção e desmantelamento das infra-estruturas, que englobam os cenários de gestão dos resíduos em estudo, devem ser tidos em conta, mas são geralmente de pouca importância quando comparadas com o funcionamento das infra-estruturas em si, pelo que a respetiva avaliação poderá ser feita de uma forma relativamente grosseira (ver pp16, Althaus *et al.*, 2007).

No âmbito deste trabalho foram considerados: (i) construção da infra-estrutura (materiais, processos de construção, instalação) e (ii) desmantelamento (processos de desmantelamento e disposição final da infra-estrutura) tendo em conta a capacidade de processamento, produção anual e a vida útil da instalação.

Nos casos em que ocorre transporte, inclui, construção, uso da estrada, operação e desmantelamento, por unidade.

*c) Produção de combustíveis e energia elétrica*

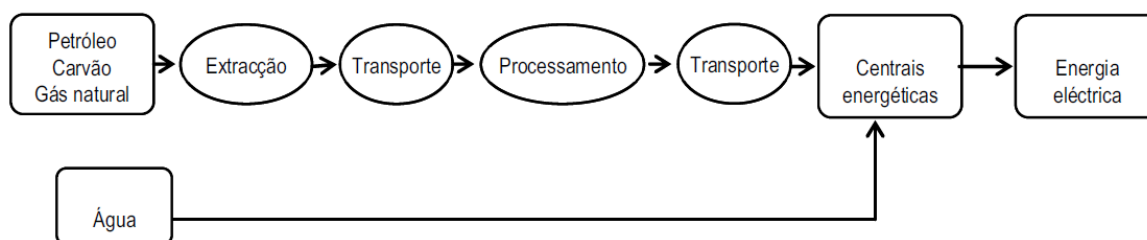
Os combustíveis utilizados nos vários processos de cada cenário de estudo para produção de energia mecânica e térmica são o gasóleo, o carvão e o gás natural. A produção de combustíveis também denominada pré-combustão, inclui a extração dos combustíveis primários, o transporte até ao local de processamento, o processamento e o transporte até ao local de consumo dos combustíveis (Jungbluth, 2007).

A inclusão da produção de energia elétrica é justificada uma vez que é utilizada energia elétrica, da rede nacional, como força motriz nos vários equipamentos, iluminação e aparelhos de climatização. A energia elétrica é produzida fundamentalmente por três processos: térmico, hidráulico e nuclear.

No entanto, nos processos de reciclagem, pelo facto destes poderem ocorrer na Europa, é incluída a produção de energia elétrica UCTE (*Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity*).

Os modelos de produção de energia elétrica (em média voltagem) inclui a produção e transporte das fontes de energia primária e exclui as infra-estruturas associadas aos sistemas energéticos.

As cargas ambientais associadas à produção de energia elétrica são o somatório das cargas ambientais associadas à pré-combustão dos combustíveis intervenientes, com as cargas associadas à própria produção de energia. A *Figura 5.2* ilustra, de um modo resumido, a produção de energia elétrica.



*Figura 5.2* Corrente processual para produção de energia elétrica (incluindo a pré-combustão).

Mais adiante, aquando da descrição de cada processo e de cada subsistema incluído, em cada um dos cenários de gestão, serão detalhados, sempre que possível, estes parâmetros.

#### d) Transportes

O esforço de transporte diz respeito à utilização de recursos e emissões resultantes da movimentação de materiais entre os diferentes locais.

Para cada trajeto a realizar, o esforço de transporte (intensidade da atividade) utilizada neste trabalho é dado em termos de tonelada.kilómetro (tkm)/UF referente ao processo específico.

Nalguns dos processos, houve necessidade de incluir este esforço de transporte de materiais. Os tipos de camião considerados foram: de 14 t e 40 t. Os fatores de emissão associados à queima de gasóleo em ambos os camiões, incluem a operação do camião e a pré-combustão do gasóleo consumido (Spiegelman *et al.*, 2007). O consumo de gasóleo foi retirado de Volvo (2006), sendo de 35 litros a cada 100 km percorridos para veículos de 40 t (carga útil de 25 t) e um consumo de gasóleo de 30 litros a cada 100 km percorridos para veículos de 14 t (carga útil de 8.5 t). Importa ainda referir que, quando a viagem de regresso é efetuada com o camião vazio, esta viagem é quantificada considerando que a distância da viagem de regresso é igual à da viagem de ida e que o consumo de gasóleo é de 26 litros a cada 100 km para um camião de 40 t e de 25 litros a cada 100 km para um camião de 14 t (Volvo, 2006).

No entanto, para além do transporte rodoviário, nalguns processos são incluídos o transporte ferroviário e transporte marítimo. Para o devido efeito foram considerados os fatores de emissão associados ao consumo de diesel como combustível para o transporte ferroviário e fatores de emissão associados ao consumo de fuelóleo de um navio cisterna (capacidade máxima entre 50 000 e 300 000 t) para o transporte marítimo (Spiegelman *et al.*, 2007).

Mais adiante, aquando da descrição de cada processo e de cada subsistema incluído em cada um dos cenários de gestão, serão detalhados, sempre que possível, estes esforços de transporte.

Tendo em conta os pressupostos assumidos, não se espera que estes estejam muito fora da realidade e que influenciem negativamente os resultados do estudo.

##### 5.2.2.7 Alocação

Face a uma situação típica de alocação na incineração de RFA, devido à co-produção de energia, neste estudo foi necessário fazê-la, tendo sido selecionado uma com base num critério "função de eliminação", segundo Doka (2009). Assim, aos dados de inventário originais dos processos Ecoinvent usados, nos cenários 2 e 3, foi feita uma alocação à função de eliminação de resíduos (92,7%) por 1 kg de resíduo incinerado.

---

Foram, no entanto, adicionalmente simulados outros dois critérios de alocação, sugeridos estes, por Doka (2009) que se encontram expostos na tabela seguinte.

*Tabela 5.2 Critérios de alocação para a incineração com recuperação de energia (Doka, 2009).*

<b>Função</b>	<b>Fatores de alocação alternativos baseados na receita</b>	<b>Saídas em operação média</b>	<b>Multi-Output-Process (MOP) por unidade de Saída Única</b>
Eletricidade	1,55% (1,3-1,8%)	0,2798 kWh <sup>1</sup>	0,0554 MOP por 1 kWh
Calor	5,75% (3,5-8%)	2,164 MJ <sup>1</sup>	0,0266 MOP por 1 MJ
Função de eliminação	92,7% (90,2-95,2%)	1 kg depositado	0,927 MOP por 1 kg

<sup>1</sup>Baseado no poder calorífico inferior de 11,74 MJ/kg de resíduos e um teor de água no resíduo de 22,9w-%

Na subsecção 6.6 são apresentados os resultados obtidos para a simulação de diferentes critérios de alocação, em termos de impactes ambientais totais, verificados no cenário 2, para cada uma das categorias de impacte seleccionadas.

#### *5.2.2.8 Tipo de impactes e metodologia de avaliação de impactes*

Na análise deste estudo de ACV, as principais intervenções ambientais são a extração de recursos naturais e as emissões poluentes, as quais têm como consequência efeitos ambientais a nível local, regional ou mesmo planetário.

O método escolhido para determinar os potenciais impactes ambientais de cada um dos sistemas de gestão (a comparar) dos resíduos VFV em estudo, é o método CML 2001, publicado pelo *Centre of Environmental Science* da Universidade de Leiden, Holanda.

As categorias de impacte consideradas neste estudo são o aquecimento global, a depleção de recursos abióticos, a formação de oxidantes fotoquímicos, a acidificação e a eutrofização, nas quais os poluentes considerados foram agregados segundo a metodologia de Leiden.

Os respetivos modelos de caracterização, bem como os fatores de determinação dos potenciais de impacte, são apresentados na Tabela 5.3.

**Tabela 5.3** *Categorias de impacto ambiental e respetivos indicadores, fatores de caracterização e modelos de caracterização considerados neste trabalho (Heijungs et al., 1992).*

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Indicador</b>	<b>Fator de caracterização</b>	<b>Modelo de caracterização</b>
<i>Depleção de recursos abióticos (DA)</i>	kg Sb eq	PDA - Potencial de Depleção de Recursos Abióticos	Baseado nas taxas de extração de minerais e combustíveis fósseis e na concentração de reservas e respetivas taxas de acumulação
<i>Aquecimento Global (AG)</i>	kg CO <sub>2</sub> eq	PAG <sub>100</sub> - Potencial de Aquecimento Global para um horizonte temporal de 100 anos	Calculado com base no modelo desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC) que define o potencial de aquecimento global dos diferentes gases de efeito estufa
<i>Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF)</i>	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	PFOF - Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos	Calculado com base no modelo UNECE <i>Trajectory</i> , que indica a capacidade potencial dos Compostos Orgânicos Voláteis (COV) para produzir ozono.
<i>Acidificação (AC)</i>	kg SO <sub>2</sub> eq	PA - Potencial de Acidificação	Calculados com o modelo adaptado RAINS 10, descrevendo o destino e a deposição das substâncias acidificantes
<i>Eutrofização (EU)</i>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	PE - Potencial de Eutrofização	Baseado em procedimentos estequiométricos

As etapas de classificação e caracterização foram realizadas para exibir o perfil de impacto de cada um dos sistemas de tratamento considerados, enquanto que as etapas facultativas, de normalização e ponderação são excluídas, a fim de minimizar os elementos subjetivos do estudo de AICV.

### 5.3 Análise de inventário do ciclo de vida

Fluxos de entrada e saída das diferentes fases do ciclo de vida, foram inventariadas para cada um dos cenários de gestão dos resíduos VFV abrangidos pela proposta de desmantelamento de componentes e/ou materiais (100 kg/VFV).

Nas subsecções seguintes, são identificados e quantificados estes principais fluxos de entrada e saída correspondentes às diferentes fases do ciclo de vida de cada um dos cenários de estudo.

#### 5.3.1 Cenário 1

O cenário 1, segue o panorama atual do destino dos resíduos em estudo (100 kg/VFV) e refere-se ao conjunto de operações necessárias de efetuar desde o seu envio para o processo de fragmentação, no qual existe separação de certos metais ferrosos e não ferrosos e encaminhamento da fração RFA para aterro. Este cenário encontra-se representado na *Figura 5.3*.

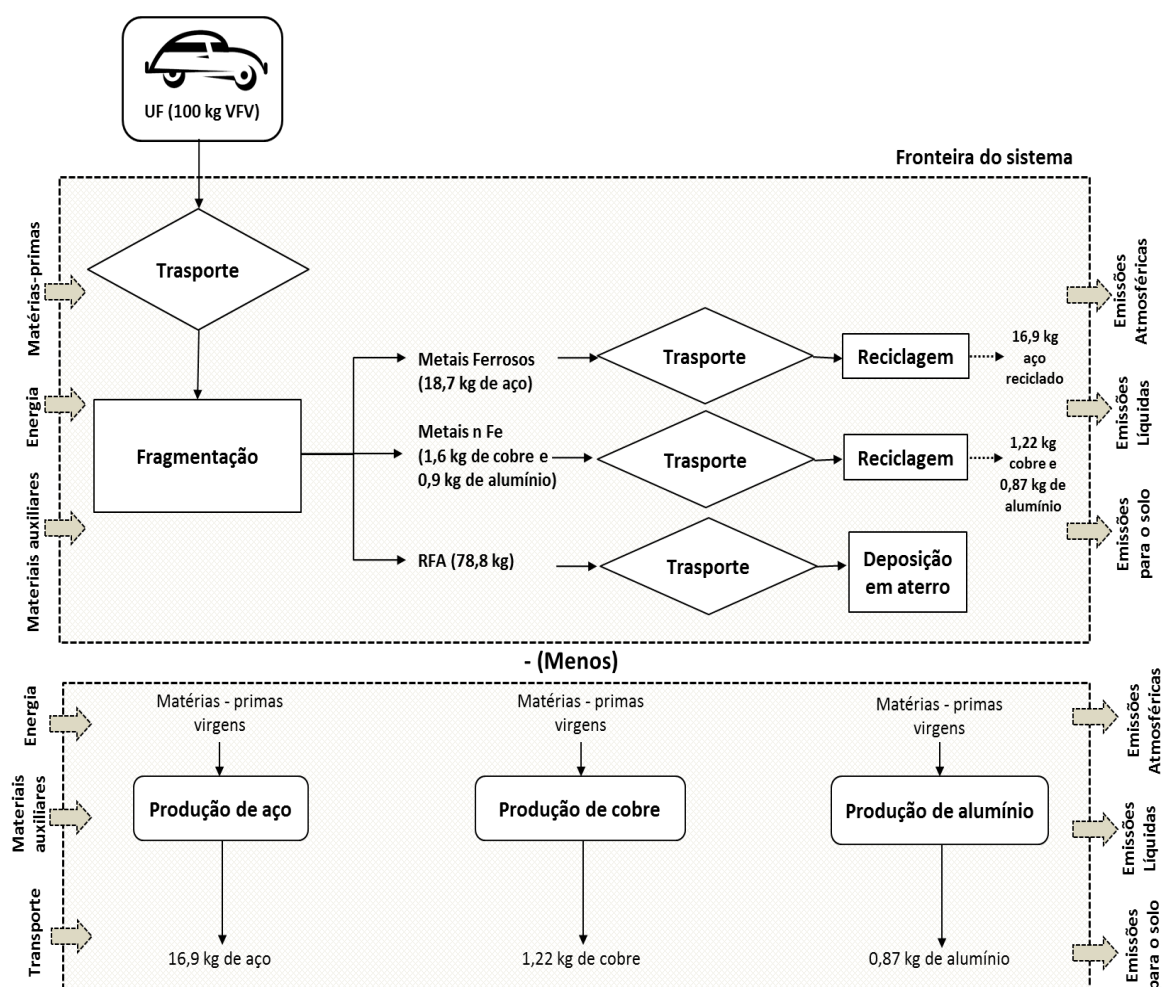


Figura 5.3 Fronteiras do cenário 1.

De acordo com a figura anterior, a UF é enviada para o processo de fragmentação, onde é feita a separação dos metais ferrosos (aço e ferro), mediante a passagem por um campo magnético e, através de técnicas de triagem automáticas, os metais não ferrosos (cobre, alumínio, magnésio, etc.) são separados dos restantes materiais. No que concerne à eficiência de separação dos vários materiais, pelos equipamentos de uma instalação de fragmentação, foram retirados valores da literatura. Os dados considerados neste estudo são apresentados na tabela seguinte.

*Tabela 5.4 Eficiências de separação de materiais do processo de fragmentação usadas neste estudo (Chen, 1994 apud Ladeira, 2002, p. 13).*

<b>Material</b>	<b>Metais ferrosos</b>	<b>Alumínio</b>	<b>Cobre</b>	<b>Plásticos</b>
<b>Eficiência de separação [%]</b>	96	60	39	0

Considerando a composição da UF utilizada neste estudo (ver Tabela 3.2), o presente cenário permite uma separação de 18,7 kg de metais ferrosos (aço) e 2,5 kg de metais não ferrosos. Estas frações metálicas são encaminhadas para reciclagem enquanto que, a fração restante, denominada RFA, no valor de 78,8 kg, é depositada em aterro.

Tal como ilustrado na Figura 5.3, neste cenário não só foram quantificados os impactes ambientais originados do processo de fragmentação, processos de reciclagem e deposição em aterro mas também quantificados e descontados os impactes evitados pela valorização material dos metais ferrosos (aço) e não ferrosos (cobre e alumínio), que se associam ao uso de matérias-primas virgens.

Nas secções seguintes, é escrutinado cada processo (ou fase) considerado na análise, cuja fonte foi maioritariamente a base de dados Ecoinvent v.2.2 (2010). Para além desta, recorreu-se também à base de dados ELCD, a qual será referida aquando da sua utilização.

#### *5.3.1.1 Processo de fragmentação*

No cenário 1, a UF não é submetida ao processo de desmantelamento e é transportada até à unidade de fragmentação.

A fragmentação da UF consiste na transformação desta em fragmentos (de dimensões da ordem dos 5 a 15 cm). Durante e após a fragmentação, as partículas de materiais de menor densidade são aspiradas. Depois da fragmentação da UF, uma percentagem de metais ferrosos são separados mediante a passagem por um campo magnético. Técnicas



de triagem automáticas permitem, de seguida, separar uma fração de metais não ferrosos. Os restantes materiais (constituídos por plásticos, vidros, borrachas, têxteis, espumas, metais de pequena dimensão, etc.) são designados por RFA.

Na ausência de dados específicos, foi usado o processo de fragmentação de sucata elétrica e eletrónica (processo: *Shredding, electrical and electronic scrap*), cujos dados são referentes à média europeia verificada no ano 2005. No entanto, foi adaptado o transporte e o consumo de energia elétrica para o caso de estudo em Portugal.

A logística do transporte inclui o serviço de transporte da UF em camiões de 40 t, com capacidade útil de 25 t (processo: *Transport, lorry> 32t, EURO3*), desde o desmantelador até à unidade de fragmentação, a uma distância de 150 km, valor retirado da literatura (Amaral, 2005; Ladeira, 2002).

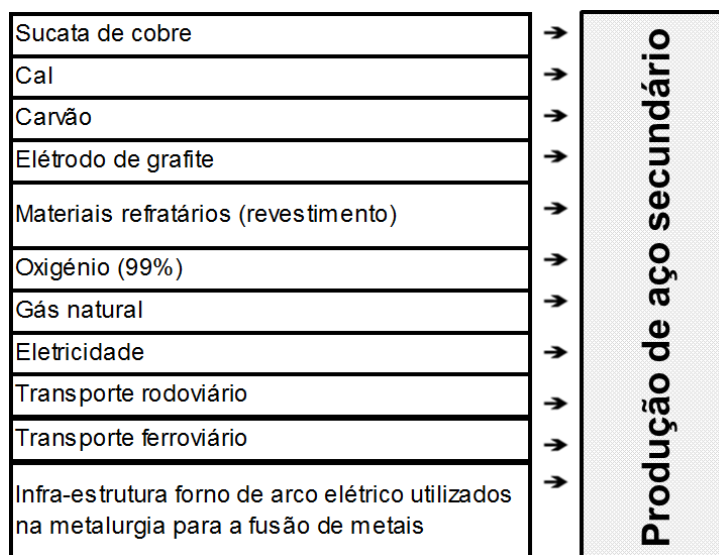
Em suma, ao transporte da UF para a fragmentação corresponde um valor de 26,1 tkm. No processo de fragmentação, o consumo de energia elétrica da rede nacional é de 6,6 kWh/UF.

Deste processo resultam três frações de resíduos: 18,7 kg de metais ferrosos (aço), 2,5 kg de metais não ferrosos (cobre e alumínio) e 78,8 kg de RFA, compostos por mistura de plásticos, borrachas, fibras têxteis e fragmentos de metais.

#### 5.3.1.2 Processo de reciclagem de metais ferrosos

Os resíduos metálicos ferrosos recuperados do processo de fragmentação ganham estatuto de matéria-prima secundária, obtendo-se um produto final de qualidade e pronto a seguir para outras indústrias de valorização. O ICV relativo à reciclagem dos metais ferrosos respeita, originalmente, à produção de aço secundário (processo: *Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant*). Estes dados de inventário correspondem a valores médios europeus, do ano 2001 e dizem respeito ao consumo de materiais, recursos energéticos utilizados e ainda às emissões para o ar e água associadas.

A informação geral dos fluxos de entrada do processo de produção de aço secundário é apresentada na figura seguinte.



*Figura 5.4 Fluxos de entrada do processo de produção de aço secundário (Classen et al., 2009).*

Os 18,7 kg de sucata de ferro recuperada e outros materiais como cal, materiais refratários, carvão e eléctrodos de grafite, são transportados por camiões com capacidade útil média de 25 t (Processo: *Transport, lorry* > 16t, *fleet average*), assumindo que a distância percorrida é de 100 km. No entanto, para além do transporte rodoviário, existe transporte ferroviário, a uma distância de 200 km para sucata ferrosa, cal, materiais refratários e carvão, e a uma distância de 600 km para os eléctrodos de grafite (Classen et al., 2009).

Ainda no que respeita à informação geral dos fluxos de entrada do processo de produção de aço secundário, é importante ter em conta o facto de, 1 kg de sucata de ferro não dar origem a 1 kg de aço “secundário”, mas sim a 0,9 kg (Classen et al., 2009).

Para contabilizar o benefício advindo da reciclagem da sucata de metais ferrosos foi necessário inventariar e subtrair as emissões do processo de produção destes, usando matéria-prima virgem (aço primário), uma vez que os seus impactes são considerados evitados. O ICV relativo à produção de aço primário corresponde à média dos processos de produção de aço de baixa liga e aço bruto na Europa (processos: *Steel, converter, low-alloyed, at plant* e *Steel, converter, unalloyed, at plant*), i.e., considerou-se que da produção total de aço primário, 50% é aço de baixa liga e 50% é aço bruto.

O inventário de dados inclui o transporte de metal quente e outros materiais necessários para conversão, desde a sua unidade de produção, no respetivo país de origem, até à indústria de produção de ferro. Posteriormente, procede-se a um processo siderúrgico e de fundição, para produzir aço primário. Neste processo, a sucata ferrosa só é usada

para arrefecer o aço líquido. Os dados de inventário correspondem ao ano 2001 (Classen *et al.*, 2009).

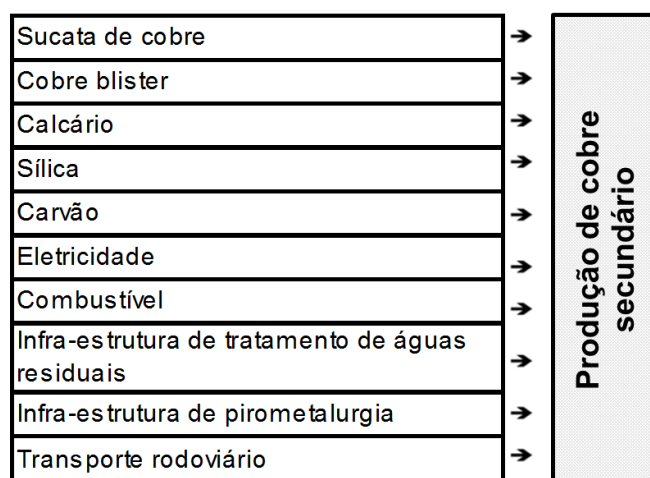
### 5.3.1.3 Processo de reciclagem de metais não ferrosos

Dependendo da eficiência de separação dos metais não ferrosos na etapa de fragmentação da UF, isto é, 39% e 60% para o cobre e o alumínio, respetivamente, são recuperados 1,6 kg de cobre e 0,9 kg de alumínio. Estes resíduos metálicos não ferrosos ganham o estatuto de matéria-prima secundária, obtendo-se um produto final de qualidade e pronto a seguir para outras indústrias de valorização, nomeadamente de reciclagem.

O inventário do processo de reciclagem do cobre corresponde à produção de cobre secundário (processo: *Copper, secondary, at refinery*). Os dados de inventário descrevem a produção de cobre secundário na Alemanha, incluindo a recolha e tratamento da sucata de cobre, a refinação e o processo de tratamento de águas residuais. Estes dados de inventário dizem respeito ao período entre 1994 e 2003 e são representativos de uma grande indústria da Europa.

Porém, este processo (original na base de dados) não faz referência ao processo de transporte. Por esta razão, foi inserido um serviço de transporte dos resíduos metálicos não ferrosos de cobre (1,6 kg) em camiões com capacidade útil de 8.5 t (processo: *Transport, lorry 7.5-16t*), desde o fragmentador à unidade de reciclagem, a uma distância de 100km.

A informação geral dos fluxos de entrada do processo de produção de cobre secundário é apresentada na figura seguinte.



**Figura 5.5** Fluxos de entrada do processo de produção de cobre secundário (Classen *et al.*, 2009).

No que respeita à informação geral dos fluxos de entrada do processo de reciclagem do cobre, é importante ter em conta o facto de 1 kg de sucata de cobre não dar origem a 1 kg de cobre “secundário”, mas sim a 0,76 kg (Classen *et al.*, 2009).

Relativamente ao inventário do processo da reciclagem do alumínio, este foi escolhido a partir da base Ecoinvent e respeita originalmente à produção de alumínio secundário (processo: *Aluminium, secondary, from old scrap, at plant*). Este processo descreve a reciclagem do alumínio, aplicando uma tecnologia média adotada na Europa. Os dados de inventário dizem respeito ao período entre 1995 e 2002 e, apesar de terem sido usados alguns dados suíços, são representativos do cenário médio europeu de reciclagem de alumínio.

A informação geral dos fluxos de entrada do processo de produção de alumínio secundário é apresentada na figura seguinte.

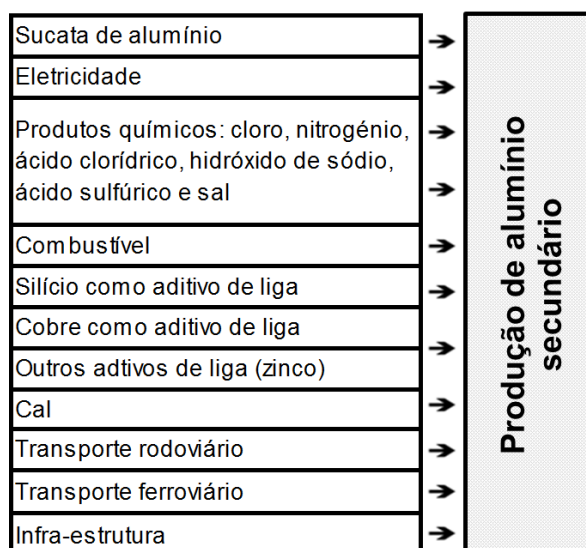


Figura 5.6 Fluxos de entrada do processo de produção de alumínio secundário (Classen *et al.*, 2009).

Além do transporte rodoviário da sucata de alumínio, por camiões com capacidade útil média de 25 t, outros materiais como cal e produtos químicos também são tidos em conta, assumindo que a distância percorrida também é de 100 km (Classen *et al.*, 2009). No entanto, para além do transporte rodoviário, existe também transporte ferroviário, com uma distância de 200 km para os metais e cal, uma distância de 600 km para químicos e uma distância de 100 km para gases (Classen *et al.*, 2009).

No que respeita à informação geral dos fluxos de entrada do processo de reciclagem do alumínio, é importante ter em conta o facto de 1 kg de sucata de alumínio não dar origem a 1 kg de alumínio “secundário”, mas sim a 0,97 kg (Classen *et al.*, 2009).

Para contabilizar o benefício advindo da reciclagem dos metais não ferrosos, é necessário inventariar o processo de produção destes metais, usando matéria-prima virgem (cobre e alumínio primário) para, a *posteriori*, subtrair os seus impactes (considerados evitados) ao processo de produção secundária (reciclagem). O ICV respeitante à produção de cobre primário foi escolhido a partir da base Ecoinvent (processo: *Copper, primary, at refinery*). No entanto, pela inexistência dos processos de transporte, estes foram inseridos considerando-se que seriam idênticos aos do processo –“*Steel, converter, low-alloyed, at plant*” pois, quer o minério de ferro, quer o minério de cobre, provêm da América Latina (Classen *et al.*, 2009).

O ICV referente à produção de alumínio primário foi obtido da base de dados sem qualquer alteração ao processo original (processo: *Aluminium, primary, at plant*).”

Ambos os dados de inventário, tiveram como referência dados de indústrias europeias de produção de cobre e alumínio primário.

#### 5.3.1.4 Processo de deposição dos RFA em aterro

Do processo de fragmentação da UF, para além da recuperação de frações metálicas, resulta também uma mistura heterogénea de 78,8 kg, composta por 3,1 kg de metais não ferrosos, como cobre e alumínio, 0,8 kg de metais ferrosos (aço), 30,0 kg de plásticos, 6,5 kg de borrachas, 13,5 kg de espumas (PUR) e 24,9 kg de fibras têxteis, vulgarmente denominada RFA, que é encaminhada para aterro.

A modelação da eliminação de resíduos em aterro envolve muitos aspetos críticos, devido à dificuldade de estabelecer relações inequívocas entre os materiais de resíduos e os seus impactes ambientais. Devido à falta de informações disponíveis sobre o destino dos resíduos, depois de serem eliminados, para cada tipo de material de resíduos, incorporado na UF, alguns processos de inventário específicos foram associados com alto grau de detalhe para as saídas de lixiviados e emissões, tal como relatados na base de dados Ecoinvent (2010).

Tendo em conta que no estudo foi assumido que o RFA é um resíduo não perigoso, pode-se considerar a sua deposição num aterro de RSU.

Na ausência de dados específicos, foi construído um novo processo a partir de outros processos. Neste sentido, foram usados os processos da base Ecoinvent de deposição de metais não ferrosos de cobre e alumínio (processo: *disposal, aluminium, 0% water, to sanitary landfill*), deposição de metais ferrosos como o aço (processo: *disposal, steel, 0% water, to inert material landfill*), deposição de mistura de plásticos e borrachas (processo: *disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill*), deposição de espumas PUR

(processo: *disposal, polyurethane, 0.2% water, to sanitary landfill*) e da base de dados ELCD, deposição de fibras têxteis (processo: *Landfill of textiles*). Neste último processo, foram integradas as infra-estruturas porque o processo original não as considerava. Desta forma, assumiu-se que a contribuição destas infra-estruturas se assemelham com o processo Ecoinvent “*disposal, polyurethane, 0.2% water, to sanitary landfill*”. As infra-estruturas em questão são (i) unidade de incineração de RSU, (ii) compartimento de escórias, (iii) unidade de aterro residual, (iv) rede de esgoto, classe 3, (v) estação de tratamento de águas residuais, classe 3 e (vi) unidade de aterro sanitário.

Os dados de inventário da deposição de alumínio, ferro, mistura de plásticos e espumas, dizem respeito a uma tecnologia utilizada na Suíça, no ano 2000. Por sua vez, os dados de inventário da deposição de têxteis são representativos do cenário europeu, referente ao ano 2006.

Na Figura 5.7 é ilustrada a cadeia de processos envolvidos na deposição destes resíduos em aterro.

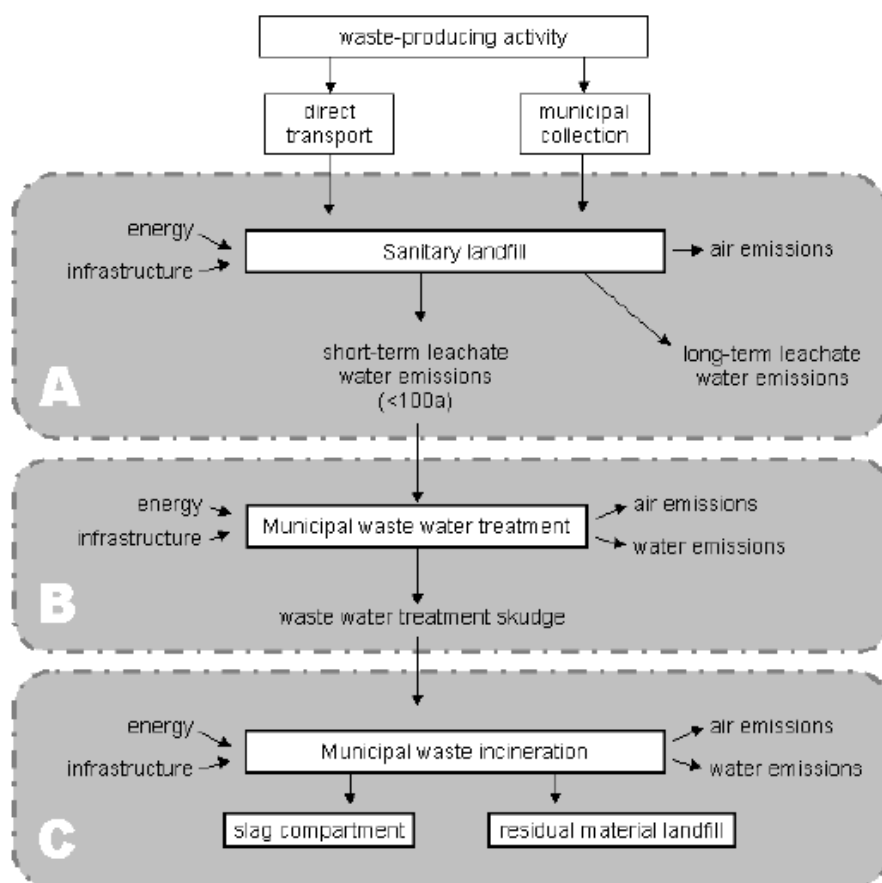


Figura 5.7 Cadeia de processos envolvidos na deposição em aterro (Doka, 2009).

No âmbito do Ecoinvent, “o transporte deve ser inventariado pela atividade de produção de resíduos e não pelo processo de eliminação de resíduos”. Para evitar duplicações, o

transporte de resíduos para aterro não é tido em conta nos processos de deposição de resíduos desta base de dados. No entanto, o transporte ferroviário e rodoviário de materiais ou recursos importados são incluídos. Neste sentido, são tidas em conta distâncias padrão usadas na Europa para o transporte destes últimos recursos, desde a sua unidade de produção, no respetivo país de origem, até ao aterro sanitário (Doka, 2009).

Perante este facto, houve necessidade de introduzir o serviço de transporte dos 78,8 kg de RFA, em camiões com capacidade útil de 25 t (processo: *Transport, lorry* > 32t, *EURO3*), desde o fragmentador até ao aterro, a uma distância de 100 km, que é a distância média estimada para Portugal (Ladeira, 2002).

No aterro, o lixiviado é recolhido nos primeiros 100 anos e tratado numa unidade de tratamento de águas residuais municipal. As lamas resultantes do tratamento de águas residuais são incineradas numa incineradora municipal. Os resíduos resultantes da incineração são depositados em aterros de escórias e aterros residuais.

Os dados de inventário deste processo incluem todos os impactes associados ao transporte envolvido, impactes associados ao aterro (área A da Figura 5.7), ao tratamento de águas residuais (área B da Figura 5.7) e à incineração e deposição dos resíduos resultantes em aterros (área C da Figura 5.7).

### 5.3.2 Cenário 2

Este cenário (vide Figura 5.8), tal como o cenário 1, considera a fragmentação da UF e, por conseguinte, a recuperação de 18,7 kg de metais ferrosos (aço) e 2,5 kg de metais não ferrosos (cobre e alumínio). No entanto, ao invés de considerar a deposição dos 78,8kg de RFA em aterro, estes são conduzidos à co-combustão com RSU, com recuperação de energia, pelo que se assumiu que não se observam diferenças de entradas e saídas (emissões), em relação à incineração conjunta desta fração de RFA, ou apenas à incineração de RSU.

O estudo de Ciacci *et al.* (2010), elaborado numa incineradora italiana (Frullo Energia Ambiente s.r.l, Bolonha, norte da Itália), valida esta última suposição uma vez que lida com uma taxa de co-combustão de RFA de 5% e não foram observadas alterações de emissões de entrada e saída para esta taxa de RFA introduzida.

A incineração de RFA é a segunda opção de gestão mais adotada na Europa, seguida da opção de deposição em aterro (Eurostat, 2011). Todavia, nos países europeus, realiza-se tratamento térmico de RFA apenas em co-combustão com RSU, devido sobretudo à composição dos RFA, os quais apresentam alguns parâmetros físicos e químicos que

resultam de problemas complexos (p.ex. o poder calorífico superior da matéria plástica ou da presença significativa de inertes), bem como muitas fontes de poluição, tais como o policloreto de vinilo (PVC) ou óleos residuais (Ciacchi *et al.*, 2010). Normalmente, as taxas de co-combustão RFA/RSU, nos países europeus, variam de 3% a 11% (Eurostat, 2011).

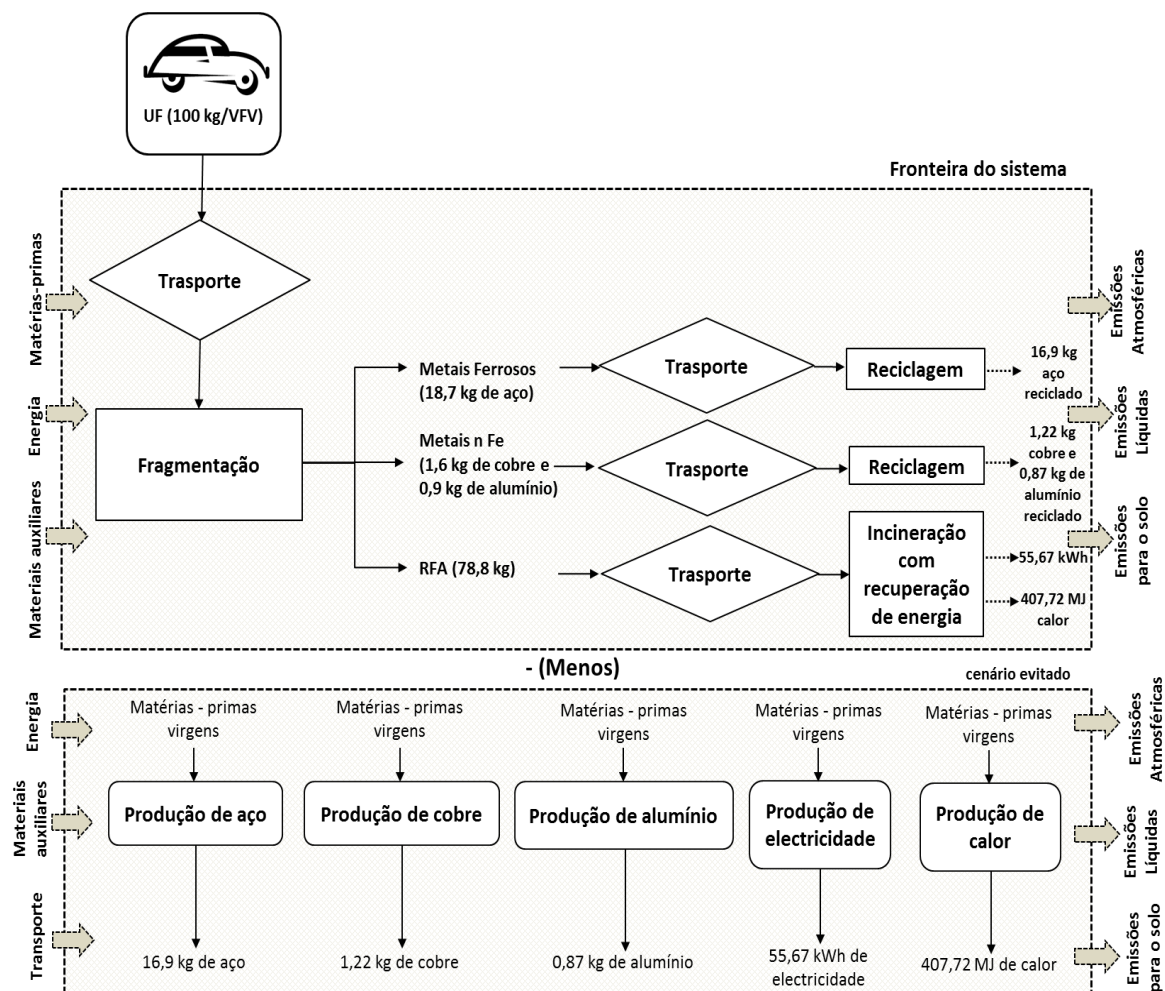


Figura 5.8 Fronteiras do cenário 2.

De acordo com o ilustrado na Figura 5.8, neste cenário, não só foram quantificados os impactes ambientais originados do processo de fragmentação, processos de reciclagem e deposição em aterro, mas também quantificados e descontados os impactes evitados pela valorização material dos metais ferrosos (aço) e não ferrosos (cobre e alumínio) e a recuperação energética pelo processo de incineração, que se associam ao uso de matérias-primas virgens.

Tal como já foi dito, neste cenário, a fração de RFA em estudo, composta por 3,1 kg de metais não ferrosos (2,5 kg de cobre e 0,6 kg de alumínio), 0,8 kg de metais ferrosos (aço), 30,0 kg de plásticos (7,0 kg de plástico de cablagens e 23,0 kg de mistura de



plásticos), 6,5 kg de borrachas, 13,5 kg de espumas (PUR), e 24,9 kg de fibras têxteis, é encaminhada para incineração com RSU, com recuperação de energia.

Os dados de inventário utilizados neste processo incluem a incineração de: (i) metais não ferrosos, como o cobre e alumínio (*“disposal, copper, 0% water, to municipal incineration”* e *“disposal, aluminium, 0% water, to municipal incineration”*), (ii) metais ferrosos (aço) (*“disposal, steel, 0% water, to municipal incineration”*), (iii) incineração de mistura de plásticos (*“disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to municipal incineration”*), (iv) plásticos de cablagens (*“disposal, wire plastic, 3.55% water, to municipal incineration”*), (v) incineração de borrachas (*“disposal, rubber, unspecified, 0% water, to municipal incineration”*), (vi) espumas PUR (*“disposal, polyurethane, 0.2% water, to municipal incineration”*) e (vii) fibras têxteis (*“disposal, textiles, soiled, 25% water, to municipal incineration”*).

Os dados de inventário dizem respeito a um conjunto de tecnologias exercidas na Suíça, no ano 2000. Apesar de aplicável na Suíça, este processo engloba práticas de incineração modernas exercidas atualmente na Europa.

Para além de eliminar os resíduos, a unidade de incineração também produz energia na forma de calor térmico e/ou eletricidade. Uma vez que se consideram estas duas funções - a eliminação de resíduos e a produção de energia - surge um problema de alocação.

Face a uma situação típica de alocação na incineração de RFA, devido à co-produção de energia, neste estudo foi necessário fazê-la, tendo sido selecionado uma com base num critério “função de eliminação”, segundo Doka (2009).

Aos dados de inventário originais dos processos Ecoinvent usados, foi feita uma alocação à função de eliminação de resíduos (92,7%) por 1 kg de resíduo incinerado.

Na Figura 5.9 é ilustrada a cadeia de processos envolvidos na incineração dos resíduos em estudo.

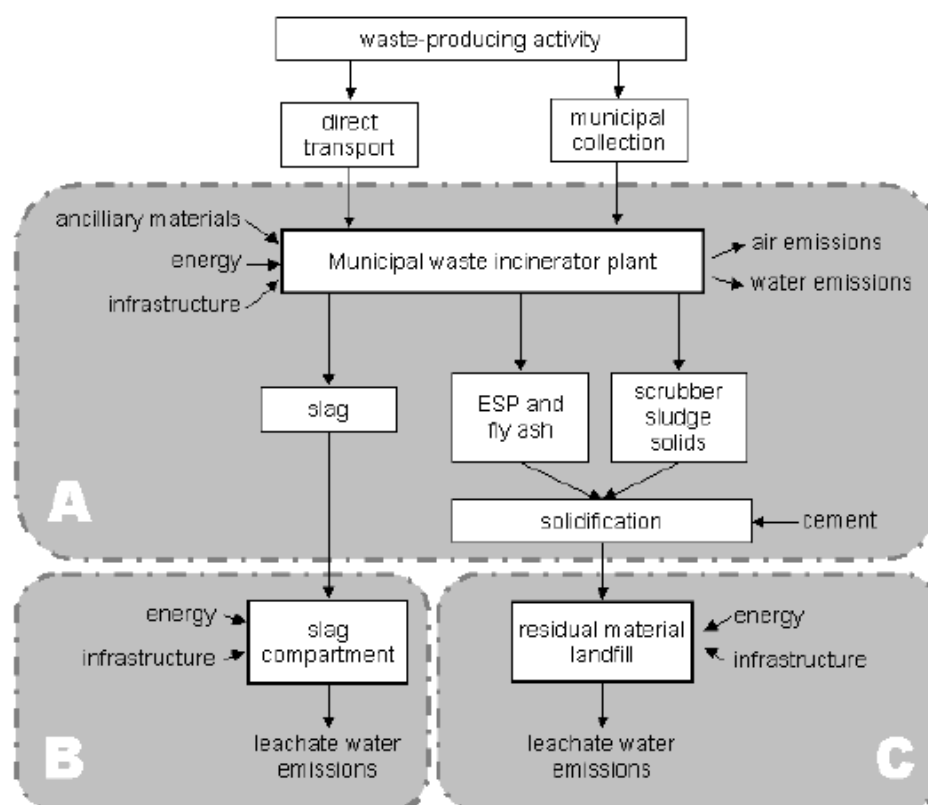


Figura 5.9 Cadeia de processos envolvidos na incineração de RFA (Doka, 2009).

Os RFA necessitam de ser transportados desde o local da sua produção, isto é, do fragmentador, até à unidade de incineração. Tal como nos processos Ecoinvent de deposição de resíduos em aterro, “este transporte é inventariado pela atividade de produção de resíduos e não pelo processo de eliminação de resíduos”. Para evitar contagens duplas, o transporte de resíduos até à incineradora não é tido em conta nos inventários de eliminação de resíduos, à exceção da eliminação de resíduos de construção, que inclui o transporte envolvido no local de demolição e, subsequentemente, dos resíduos. Já no tratamento de águas residuais, o transporte destas está incluído no inventário.

Posto isto, houve necessidade de incluir o transporte dos RFA provenientes da fragmentação, em camiões com capacidade útil de 25 t (processo: *Transport, lorry* > 32t, EURO3), desde o fragmentador até ao local de eliminação (incineradora), a uma distância de 150 km.

Da incineração dos 78,8 kg de RFA, é possível recuperar 55,67 kWh de energia elétrica e 407,72 MJ de energia térmica, parcialmente utilizada para o abastecimento interno de energia. Do mesmo processo, resultam 6,3 kg de escórias (8 %) e 0,9 kg de cinzas volantes e lamas de depuração (1,1%) que são solidificadas com cimento. Todos estes resíduos são depositados em aterro.

Os dados de inventário deste processo incluem todos os impactes associados ao transporte envolvido, à incineração (área A da *Figura 5.9*) e ao compartimento de escórias e aterro (área B e C da *Figura 5.9*).

Para contabilizar o benefício advindo da geração de energia e calor do processo de incineração da UF, foi necessário inventariar o processo de produção de eletricidade e energia térmica, usando matérias-primas virgens, para posteriormente subtrair os seus impactes (considerados evitados) ao processo de incineração, com recuperação de energia.

O ICV da produção de eletricidade foi escolhido a partir da base Ecoinvent (processo: *electricity, production mix PT*). Já no ICV relativo à produção de energia térmica, foi necessário considerar o seguinte mix de energia: 34,52 % de carvão - hulha (*hard coal*), 47,98% de gás natural, 11,35% de carvão-lenhite (*brown coal*) e 6,15% de fuelóleo (GHK/Bios, 2006). Tendo em conta esta distribuição, foram escolhidos a partir da base Ecoinvent quatro processos de produção de energia térmica (processos: *heat, at hard coal industrial furnace 1-10MW*; *heat, natural gas, at industrial furnace > 100kW*; *heat, lignite briquette, at stove 5-15kW*; *heat, heavy fuel oil, at industrial furnace 1MW*).

### 5.3.3 Cenário 3

O cenário 3 observa o desmantelamento adicional de componentes e/ou materiais automóveis, os quais constam na proposta de desmantelamento referida no Capítulo 3. Este cenário considera o envio das cablagens elétricas para tratamento físico-mecânico, de modo a recuperar o cobre e consequente envio para reciclagem. Por sua vez, o plástico das cablagens é encaminhado para incineração.

Os restantes componentes desmantelados, compostos por uma variedade de materiais (têxteis, plásticos, borrachas, espumas, metais ferrosos e alguns metais não ferrosos, considerados apenas como o alumínio), são tidos como resíduos industriais não perigosos, sem qualquer valor comercial. Considera-se assim o tratamento e processamento destes materiais, com vista à recuperação dos metais ferrosos (contidos nos assentos automóveis) e dos metais não ferrosos (contidos no *tablier* automóvel) bem como duma fração leve, com elevado poder calorífico, que é posteriormente transformada em combustível (CSR), para uso na indústria cimenteira. Este cenário encontra-se representado na *Figura 5.10*.

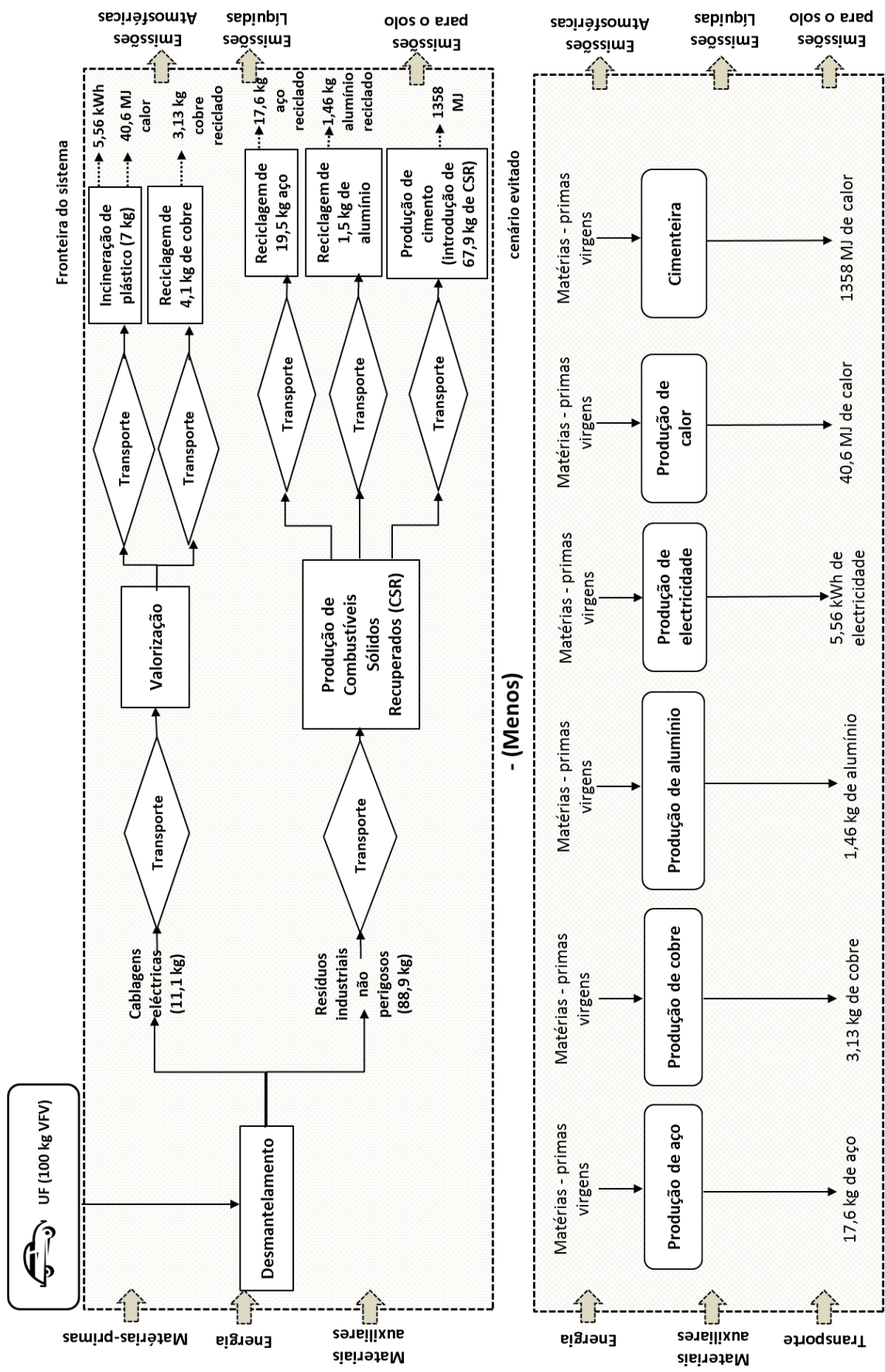


Figura 5.10 Fronteiras do cenário 3.

De acordo com o ilustrado na Figura 5.10, neste cenário, não só foram quantificados os impactes ambientais originados pelos vários processos que o constituem, mas também quantificados e descontados os impactes evitados pela valorização material dos metais ferrosos (aço) e não ferrosos (cobre e alumínio), pela recuperação energética no processo de incineração e ainda os impactes evitados advindos da substituição de combustíveis fósseis por CSR, em que todos estes se associam ao uso de matérias-primas virgens.

Considerando a composição da UF utilizada neste estudo (ver Tabela 3.2), o presente cenário permite uma separação de 25,1 kg de metais ferrosos e não ferrosos. Estas frações metálicas são encaminhadas para reciclagem e o CSR, no valor de 67,9 kg, é queimado na indústria cimenteira. Nas secções seguintes, é escrutinado cada processo (ou fase) considerado neste cenário.

#### 5.3.3.1 Processo de desmantelamento

Este estudo considera o desmantelamento da UF (10 % VFV ou 100 kg VFV) numa unidade portuguesa. O desmantelamento da UF consiste em remover todos os componentes e materiais de VFV propostos, através de uma sequência de operações que envolve essencialmente o consumo de energia elétrica. Neste caso, o transporte dos materiais dentro da unidade de fragmentação foi desprezado.

Na ausência de dados específicos, foi usado como base o processo de desmantelamento de equipamentos elétricos e eletrónicos (processo: *dismantling, industrial devices, manually, at plant*), cujos dados são baseados na atividade de desmantelamento desenvolvida na Suíça no ano 2005. No entanto, estes dados foram adaptados ao caso nacional cuja contribuição da infra-estrutura (processo: *manual treatment plant, WEEE scrap*) é de 1,60E-06 unit/UF e o consumo de energia portuguesa (processo: *electricity, medium voltage, at grid, PT*) de 4 kWh/UF. Deste processo, resultam os materiais e componentes apresentados na Tabela 3.1.

Após as operações de desmantelamento dos materiais propostos estarem concluídas, estes são encaminhados para valorização material ou valorização energética.

#### 5.3.3.2 Processo de tratamento de cablagens

O processo de tratamento de cablagens desmanteladas compreende o transporte rodoviário e o TFM para a separação do cobre e do plástico. O cobre é recuperado, com estatuto de matéria-prima secundária, pronta a seguir para outra indústria de reciclagem, e o plástico é encaminhado para incineração com RSU, com recuperação de energia.

Na ausência de dados específicos, foi usado como base o processo de tratamento de cablagens de equipamentos elétricos e eletrônicos (processo: *disposal, treatment of cables*) cujos dados dizem respeito a valores médios verificados no ano 2005, em empresas europeias que executam este tipo de tratamento.

Adaptando ao caso nacional, o processo diz respeito à trituração através de um equipamento moderno com uma tecnologia atual de separação magnética, que resulta numa fração de cobre pronta a seguir para produção secundária de cobre e uma fração de plásticos.

Os dados de inventário incluem a infra-estrutura (processo: *manual treatment plant, WEEE scrap*), cuja contribuição é de 4,44E-9 unit/UF, o consumo de 2,0 kWh/UF de energia portuguesa (processo: *electricity, medium voltage, at grid, PT*) e uma estimativa dos esforços de transporte por camião a uma distância de 250 km, que contribui com 2,78 tkm/UF (processo: *transport, lorry> 16t, fleet average*) (Hischier et al., 2007).

#### 5.3.3.3 Processo de reciclagem de cobre das cablagens

O processo anterior permite obter 4,1 kg de cobre. O inventário, relativamente à reciclagem do cobre, tal como no cenário 1 e 2, foi escolhido a partir da base Ecoinvent e respeita originalmente à produção de 3,13 kg de cobre secundário (processo: *copper, secondary, at refinery*), uma vez que para produzir 1 kg de cobre “secundário” é necessária a entrada de 1,31 kg de sucata de cobre (Classen et al., 2009). No entanto, este processo não inclui originalmente transportes. Então, foi inserido um serviço de transporte dos resíduos metálicos não ferrosos de cobre (4,1 kg) em camiões com capacidade útil de 8.5 t (processo: *Transport, lorry 7.5-16t, EURO3*), desde o fragmentador até à unidade de reciclagem, a uma distância de 100km.

Para contabilizar o benefício advindo da reciclagem do cobre, usou-se o processo de produção destes metais a partir da matéria-prima virgem (cobre primário) para, a *posteriori*, subtrair os seus impactes (considerados como evitados) ao processo de produção secundário (reciclagem). O ICV referente à produção de cobre primário foi o mesmo dos cenários 1 e 2.

#### 5.3.3.4 Processo de incineração dos plásticos das cablagens

No que concerne ao refugo de 7 kg de plástico do processo de TFM das cablagens, tal como já referido, este é transportado em camiões com capacidade útil de 25 t (processo: *Transport, lorry> 32t, EURO3*), desde a unidade de TFM até ao local de eliminação (incineradora), a uma distância de 100 km.

Relativamente aos dados de inventário da incineração de plásticos de cablagens, foram escolhidos a partir da base Ecoinvent (processo: *disposal, wire plastic, 3.55% water, to municipal incineration*) e diz respeito a um conjunto de tecnologias exercidas na Suíça, no ano 2000. Apesar de corresponderem a valores suíços, este processo engloba práticas modernas de incineração utilizadas na Europa. Tal como já supracitado no cenário 2, face a uma situação típica de alocação na incineração de RFA, devido à co-produção de energia e calor, foi necessário proceder a uma alocação, com base no critério função de eliminação, segundo Doka (2009), i.e., um fator de alocação de 0,927 por 1 kg de plástico de cablagens incinerado.

Da incineração dos 7,0 kg de plástico de cablagens, é possível recuperar 5,56 kWh de energia elétrica e 40,6 MJ de calor. Para além disso, deste processo resultam vários fluxos de resíduos, nomeadamente 0,43 kg de escórias (6,1 %), confinadas num compartimento de escórias, 0,12 kg de cinzas volantes e lamas de depuração (1,7%) depositadas em aterro.

Os dados de inventário deste processo incluem todos os impactes associados ao transporte envolvido e os impactes associados à incineração (área A da *Figura 5.9*) e ao aterro (área B e C da *Figura 5.9*).

De igual forma ao descrito no cenário 2, para contabilizar o benefício advindo da geração de energia e calor do processo de incineração do plástico das cablagens, foi necessário inventariar o processo de produção de eletricidade e energia térmica, usando matérias-primas virgens, para posteriormente subtrair os seus impactes (considerados evitados) ao processo de incineração com recuperação de energia.

#### 5.3.3.5 Processo de produção de CSR

Os restantes 88,9 kg de materiais desmantelados podem ser classificados como resíduos industriais não perigosos, cuja composição compreende uma variedade de materiais, os quais se assumiu não possuírem valor comercial, podendo ser lucrativamente convertidos em CSR. Este combustível, por sua vez, constitui uma alternativa a combustíveis mais caros, tais como carvão, coque, óleo, gás natural entre outros combustíveis fósseis, e é compatível com os principais sistemas de combustão, nomeadamente os da indústria cimenteira, papel ou metalúrgica.

Tipicamente, no que respeita ao circuito produtivo, os resíduos industriais não perigosos admitidos são sujeitos a uma pré-trituração, separação de materiais ferrosos e não ferrosos, separação de outros materiais contaminantes e indesejados para este tipo de combustível e trituração final, obtendo-se um combustível que deverá cumprir as

especificações exigidas para o tipo de aplicação a que se destina, nomeadamente, a granulometria final inferior a 30mm, elevado poder calorífico e baixo teor de humidade.

Na ausência de dados específicos, foi usado como base o processo de fragmentação de sucata elétrica e eletrónica (processo: *Shredding, electrical and electronic scrap*) cujos dados são referentes a valores médios europeus do ano 2005, em que são usados valores médios globais. No entanto, foi adaptado o consumo de energia elétrica UCTE para Portugal.

Foi selecionado este processo como exemplo de produção de CSR em Portugal, uma vez que na base do Ecoinvent, este é o que mais se assemelha ao pretendido. Estes dados de inventário, incluem a infra-estrutura (processo: *mechanical treatment plant, WEEE scrap*), o consumo de energia portuguesa (processo: *electricity, medium voltage, at grid*), uma estimativa dos esforços de transporte rodoviário (processo: *transport, lorry 20-28 t, fleet average*) e ferroviário (processo: *transport, freight, rail*) e emissões para a atmosfera.

A logística do transporte inclui o serviço de transporte de 88,9 kg de materiais desmantelados para a unidade de produção de CSR, sendo 66% transporte em camião com capacidade útil de 25 t, desde o desmantelador até à unidade de produção de CSR, a uma distância de 42,75 km e 34% transporte ferroviário, igualmente a uma distância de 42,75 km (Hischier *et al.*, 2007).

Em suma, ao transporte rodoviário e ferroviário corresponde um valor de 2,5 tkm/UF e 1,3 tkm/UF, respetivamente, enquanto que o consumo de energia elétrica da rede nacional é de 5,9 kWh/UF.

Tipicamente, deste processo é possível recuperar os metais ferrosos e não ferrosos que são posteriormente encaminhados para reciclagem. O refugo do processo, isto é, todos os materiais não encaminhados para reciclagem material, devido a contaminações ou à impossibilidade de reciclagem, são a matéria-prima dos CSR. No final do processo, existe apenas uma pequena fração de rejeitados que, por norma, é depositada em aterro. Este último processo foi desprezado, dado não se ter informação desta pequena quantidade de rejeitados. Assim sendo, foi considerada a recuperação de 19,5 kg de metais ferrosos e 1,5 kg de alumínio e a produção de 67,9 kg de CSR.

#### 5.3.3.6 Processo de reciclagem de metais ferrosos

O processo anteriormente descrito permite recuperar 19,5 kg de sucata ferrosa com qualidade que lhe permite a valorização material. O processo usado para a reciclagem deste material foi o mesmo dos cenários 1 e 2 para matérias da mesma natureza, i.e.,



processo correspondente à produção de aço “secundário” (processo: *steel, electric, un-and low-alloyed, at plant*).

Mais uma vez, à semelhança do procedimento adotado nos cenários anteriores, para contabilizar os benefícios desta valorização material, foram considerados os processos de produção de aço, a partir de matérias-primas virgens de duas qualidades: aço de baixa liga e aço bruto, usando os processos originais constantes na base de dados consultada e já mencionados anteriormente (vide subsecção 5.3.1.2)

#### 5.3.3.7 Processo de reciclagem de alumínio

No TFM dos materiais/componentes desmantelados adicionalmente, à exceção de cablagens, para além da separação de 19,5 kg de aço, são recuperados 1,5 kg de alumínio com qualidade suficiente para ser usado como matéria-prima secundária numa indústria de reciclagem.

O processo selecionado para representar a valorização material deste metal não ferroso, foi o mesmo previamente usado nos cenários 1 e 2 (*Aluminium, secondary, from old scrap, at plant*), bem como o procedimento e processo (*Aluminium, primary, at plant*) adotados para contabilizar o benefício desta reciclagem.

#### 5.3.3.8 Processo de produção de cimento

Do TFM resulta um fluxo de CSR a ser usado nos fornos de uma indústria cimenteira, sendo considerada uma mistura homogénea, padronizada e de alta qualidade, conferindo-lhe assim a classificação de combustível primário.

O ICV do processo de produção de cimento teve por base o processo “*clinker, at plant*”, que compreende a produção de clínquer (fornecimento de matéria-prima, trituração, homogeneização e processo no forno de cimento), os transportes envolvidos e a infraestrutura do forno de cimento (consumo material).

No processo original, para produzir 1 kg de cimento é necessária a entrada dos seguintes combustíveis: 0,0354 kg de carvão, 0,0255 fuelóleo pesado, 0,000374 kg de fuelóleo leve e ainda 0,00391 kg de petróleo (Kellenberger *et al.*, 2007) equivalentes a um total de 2,14 MJ/kg cimento.

Segundo Dias (2011), a percentagem de substituição de CSR (energia térmica) em fornos de cimento varia entre 15-30%. Assumindo que 20% (0,43 MJ/kg cimento) das necessidades energéticas da cimenteira, são colmatadas pelo uso de CSR e assumindo que o poder calorífico médio deste combustível é de 20 MJ/kg CSR, verifica-se que a quantidade de CSR necessária para este efeito é de 0,021 kg/kg cimento.

Uma vez que foram produzidos 67,9 kg de CSR/UF, passíveis de substituição de combustível na indústria cimenteira, poder-se-á assim produzir 3 174,6 kg de cimento/UF, com a produção de 1358 MJ/UF.

Note-se que foram consideradas as emissões resultantes da combustão de CSR semelhantes às emissões resultantes da queima dos combustíveis fósseis usados na cimenteira.

Os dados que constam no processo selecionado da base de dados, descrevem a tecnologia de produção de cimento na Suíça, entre o período de 1997 e 2001.

Para contabilizar o benefício advindo da substituição de 20% dos combustíveis de origem fóssil, já supracitados, foi necessário inventariar o processo de produção de energia térmica, usando matérias-primas virgens (processos: *hard coal, at regional storage; heavy fuel oil, at regional storage; light fuel oil, at regional storage; petroleum coke, at refinery*).

## **5.4 Avaliação de impactes do ciclo de vida**

Neste trabalho, a avaliação de impactes é feita apenas pelas etapas obrigatórias da metodologia (classificação e caracterização), excluindo a normalização, a ponderação e a agregação, de forma a minimizar os elementos subjetivos do estudo de AICV.

Em 1992, o *Centre of Environmental Science* (CML) da Universidade de Leiden desenvolveu e publicou o primeiro *Dutch Guide to LCA - Environmental Life Cycle Assessment of products, Guide and Backgrounds* (Heijungs *et al.*, 1992). Neste trabalho, a avaliação de impactes ambientais associados aos diferentes cenários de gestão dos resíduos de VFV é orientada pela versão mais recente do Dutch Guide to LCA, o CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001).

As categorias de impacto consideradas no âmbito deste trabalho foram: (i) Aquecimento Global, (ii) Depleção dos Recursos Abióticos, (iii) Formação de Oxidantes Fotoquímicos, (iv) Acidificação e (v) Eutrofização.

### **5.4.1 Aquecimento Global**

As alterações climáticas estão relacionadas com as emissões de GEE (utilização de combustíveis fósseis, emissão de metano em processos tecnológicos, uso de fertilizantes químicos, etc.) para a atmosfera. A emissão destes gases é responsável pelo aquecimento global da superfície terrestre e, conseqüentemente, pode provocar efeitos adversos na saúde humana e nos ecossistemas. O fator de caracterização desta categoria de impacto é o Potencial de Aquecimento Global (PAG) e pode ser calculado

---

para diversas substâncias ao longo dos períodos de 20, 100 e 500 anos, constituindo o contributo potencial dessa substância para o efeito de estufa (Guinée *et al.*, 2001).

Neste trabalho, os fatores de caracterização são os estabelecidos pelo IPCC (2006), para um período de 100 anos ( $PAG_{100}$ ), sendo esta a opção mais comum em estudos de ACV. A Tabela 5.5 resume os gases que se consideram neste trabalho, para esta categoria de impacte, bem como a sua contribuição para a absorção do calor da radiação na atmosfera.

*Tabela 5.5 Potenciais de aquecimento global (IPCC,2006).*

Parâmetro	Designação industrial ou nome comum	$PAG_{100}$ [kg CO <sub>2</sub> eq / kg emissão]
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono (fóssil)	1
CH <sub>4</sub>	Metano	25
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso	298

Esta categoria de impacte é determinada pela seguinte expressão:

$$\text{Aquecimento Global (AG)} = \sum_i PAG_i \times m_i \quad (3)$$

O resultado indicador é expresso em kg da substância de referência, CO<sub>2</sub>.  $PAG_i$  é o potencial de aquecimento global para a substância  $i$ , enquanto  $m_i$  é a massa (em kg) da substância  $i$  emitida.

#### 5.4.2 Depleção de Recursos Abióticos

A depleção de recursos abióticos (recursos naturais, tais como minerais e combustíveis fósseis) é uma das categorias de impacte que suscita maior discussão entre investigadores e, conseqüentemente, aquela que apresenta uma grande variedade de métodos para caracterizar a sua contribuição (Guinée *et al.*, 2001).

Neste trabalho são considerados os fatores de depleção abiótica, dados por Guinée *et al.* (2001), que julga que, os combustíveis fósseis podem ser considerados como substitutos completos (tanto como vetores de energia como materiais).

Os parâmetros que se consideram neste trabalho, para esta categoria de impacte, são determinados para cada tipo de combustível fóssil, com base nas suas reservas (ver Tabela 5.6).

**Tabela 5.6** *Potenciais de Depleção de Recursos Abióticos (Guinée et al., 2001).*

Parâmetro	PDA [kg Sb eq / kg extração]
Carvão-lenhite	0,00671
Carvão-hulha	0,0134
Gás Natural	0,0187*
Petróleo	0,0201

(\*) em kg antimónio/Nm<sup>3</sup> gás natural

Esta categoria de impacto é determinada pela seguinte expressão:

$$\text{Depleção de Recursos Abióticos (DA)} = \sum_i \text{PDA}_i \times m_i \quad (4)$$

O resultado indicador é expresso em kg do recurso de referência antimónio.  $\text{PDA}_i$  é o potencial de depleção abiótica do recurso  $i$  (geralmente adimensional), enquanto  $m_i$  (kg, exceto para o gás natural) é a quantidade do recurso  $i$  extraído.

### 5.4.3 Formação de Oxidantes Fotoquímicos

A formação de oxidantes fotoquímicos consiste no aparecimento de compostos químicos reativos, tais como o ozono, a partir da degradação de compostos orgânicos pela ação de luz solar e de determinados poluentes atmosféricos. Estes compostos reativos podem ser nocivos à saúde humana e aos ecossistemas, podendo também provocar efeitos negativos em culturas agrícolas. Um exemplo deste fenómeno é a oxidação fotoquímica de COV e monóxido de carbono (CO), que ocorre na troposfera, na presença de radiação ultravioleta e óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) (Guinée et al., 2001).

O fator de caracterização desta categoria de impacto é o Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímico (PFOF). Os PFOF para as emissões atmosféricas consideradas nesta categoria, são apresentados na Tabela 5.7.

**Tabela 5.7** *Potenciais de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Derwent et al., 1996; Derwent et al., 1998; Jenkin & Hayman, 1999).*

Parâmetro	Designação industrial ou nome comum	PFOF [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq / kg emissão]
CH <sub>4</sub>	Metano	0,006
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre	0,048
CO	Monóxido de carbono	0,027

A formação de oxidante total para diferentes tipos de emissões de COV, obtém-se através da expressão (Heijungs *et al.*, 1992):

$$\text{Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF)} = \sum_i PFOF_i \times m_i \quad (5)$$

O resultado indicador é expresso em kg da substância de referência, etileno (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>).  $PFOF_i$  é o Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos para a substância  $i$ , enquanto  $m_i$  (kg) é a quantidade de substância  $i$  emitida.

#### 5.4.4 Acidificação

O processo de acidificação é causado pela libertação de diversas substâncias para a atmosfera (p.ex. SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub>) e consequente deposição ácida nos sistemas aquáticos e terrestres. O desenvolvimento das espécies não adaptadas a estas condições fica comprometido, alterando-se o equilíbrio dos ecossistemas. Os Potenciais de Acidificação (PA) para as emissões atmosféricas consideradas nesta categoria são calculados de acordo com Huijbregts (1999), com o modelo adaptado RAINS 10 e são apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 Potenciais de Acidificação (PA) (Huijbregts, 1999).

Parâmetro	Designação industrial ou nome comum	PA [kg SO <sub>2</sub> eq / kg emissão]
NH <sub>3</sub>	Amoníaco	1,6
NO <sub>x</sub> incluindo NO <sub>2</sub>	Dióxido de azoto	0,5
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre	1,2

As substâncias acidificantes podem ser agregadas através do PA, aplicando a equação:

$$\text{Acidificação (AC)} = \sum_i PA_i \times m_i \quad (6)$$

O resultado indicador é expresso em kg de dióxido de enxofre equivalente (SO<sub>2</sub> eq).  $PA_i$  é o Potencial de Acidificação para a substância  $i$  emitida para a atmosfera, enquanto  $m_i$  (kg) é a quantidade de substância  $i$  emitida para a atmosfera.

#### 5.4.5 Eutrofização

A eutrofização é um fenómeno natural que consiste no enriquecimento dos ecossistemas em nutrientes, o que provoca o aumento de produção de biomassa e a diminuição da concentração de oxigénio nos meios recetores, durante a degradação da matéria orgânica. No entanto, a ação do Homem geralmente tem por consequência intensificar e

acelerar, de forma considerável, este processo por um enriquecimento anormal das águas em elementos nutritivos, onde o fósforo (P) e o azoto (N) são os mais importantes. Os Potenciais de Eutrofização são baseados nos procedimentos estequiométricos descritos por Heijungs *et al.* (1992). Os parâmetros considerados nesta categoria de impacto, que incluem emissões para a atmosfera e para a água/solo, estão apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 Potenciais de Eutrofização (PE) (Heijungs *et al.*, 1992).

	Parâmetro	Designação industrial ou nome comum	PE [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq/kg emissão]
Emissões para a atmosfera	NH <sub>3</sub>	Amónia	0,35
	NO <sub>x</sub> incluindo NO <sub>2</sub>	Dióxido de azoto	0,13
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	lão fosfato	1
Emissões para a água ou solo	CQO	Carência Química de Oxigénio	0,022
	N <sub>total</sub>	Azoto total	0,42
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	lão nitrato	0,1
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	lão amónia	0,33
	P <sub>total</sub>	Fósforo total	3,06

O PE é utilizado para agregar emissões de substâncias potencialmente eutrofizantes, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Eutrofização (EU)} = \sum_i PE_i \times m_i \quad (7)$$

O resultado indicador é expresso em kg de fosfato equivalente (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq). PE<sub>i</sub> é o Potencial de Eutrofização para a substância *i* emitida para a atmosfera, água ou solo, enquanto *m<sub>i</sub>* (kg) é a quantidade de substância *i* emitida para a atmosfera, água ou solo.

## 5.5 Conclusão

O objetivo deste trabalho consiste na identificação, avaliação e comparação de modelos de gestão da UF (resíduos VFFV abrangidos pela proposta de desmantelamento de componentes), descrita no Capítulo 3. Atendendo ao objetivo de estudo, foram estabelecidos como alvo três cenários distintos. O cenário 1, tem como referência a situação atual do destino dos resíduos em estudo, isto é, o envio para o processo de fragmentação no qual existe recuperação de certos metais ferrosos e não ferrosos e

envio da fração restante para aterro. Por sua vez, o cenário 2 considera, ao invés da deposição em aterro, a sua co-incineração com RSU, com recuperação de energia. Por último, o cenário 3 tem em conta o desmantelamento adicional de componentes e/ou materiais automóveis, assumindo a reciclagem de certos materiais e, para os que não possuem valor comercial (p.ex. têxteis, plásticos, borracha, etc.), considera-se o seu tratamento e processamento, de modo a serem encaminhados como CSR para a indústria cimenteira.

No âmbito dos processos de gestão da UF é exigido a utilização de recursos, tais como matérias-primas, materiais auxiliares (químicos, aditivos etc.) e energia (eletricidade, combustíveis, etc.). Durante o processo de gestão ocorrem emissões para o ambiente (atmosfera, água e solo).

De modo a que os impactes ambientais sejam abordados de uma forma integrada e não isolada, ao longo de todo o ciclo de vida de cada um dos cenários, foi utilizada como ferramenta de apoio, a metodologia de ACV. Para este efeito, estabeleceu-se as quantidades envolvidas, ou seja, especificou-se as relações de entrada vs saída (*input/output*). Para uma representação fidedigna, esta informação advém de cada processo específico, envolvido em cada um dos cenários. As relações de entrada vs saída foram conseguidas através das bases de dados Ecoinvent e são traduzidas em termos do uso de recursos naturais e recursos tecnológicos, sendo estes últimos obtidos a partir de processos, que por sua vez recorrem a outros recursos naturais e tecnológicos.

A quantificação dos impactes ambientais foi obtida segundo os fatores de caracterização sugeridos pela metodologia CML 2001.

Neste estudo, não só foram quantificados os impactes ambientais originados pelos processos de gestão de VFV, como o desmantelamento ou fragmentação de VFV, processos de reciclagem, deposição em aterro ou incineração, mas também quantificados os impactes evitados pela valorização material ou energética que se associam ao uso de matérias-primas virgens.





## **6 Resultados e discussão**

### **6.1 Introdução**

A análise de resultados é efetuada ao nível de análise de inventário, com base em parâmetros individuais e ao nível da avaliação de impactes, a partir das categorias de impacte consideradas neste estudo.

Ao nível da avaliação de impactes, considerou-se relevante a apresentação e discussão dos valores absolutos, de modo a avaliar a contribuição relativa de cada um dos processos e de cada parâmetro individual. Os valores absolutos apresentados e discutidos na análise de inventário, são expressos relativamente à UF (100 kg VFV).

Note-se que, por uma questão de simplificação de linguagem, ao longo do texto não serão explicitamente tecidos comentários às emissões e impactes ambientais por UF, i.e., omitir-se-á a referência base que é a UF. As unidades associadas aos indicadores serão por vezes omitidas, mas respeitam as unidades previamente referidas na Tabela 5.3.

Numa primeira fase, é feita uma análise do perfil ambiental do cenário 1 (secção 6.2), apenas com base nos parâmetros individuais e, numa segunda fase, associados às categorias de impacte. Posteriormente, segue-se a análise da contribuição ambiental dos cenários 2 e 3, nas secções 6.3 e 6.4, respetivamente, com a mesma sequência de apresentação do cenário 1. No final, é feita uma análise comparativa dos impactes ambientais globais do ciclo de vida dos três cenários de gestão da UF, na secção 6.5, e uma análise de sensibilidade aos parâmetros de inventário que apresentam maior incerteza, na secção 6.6.

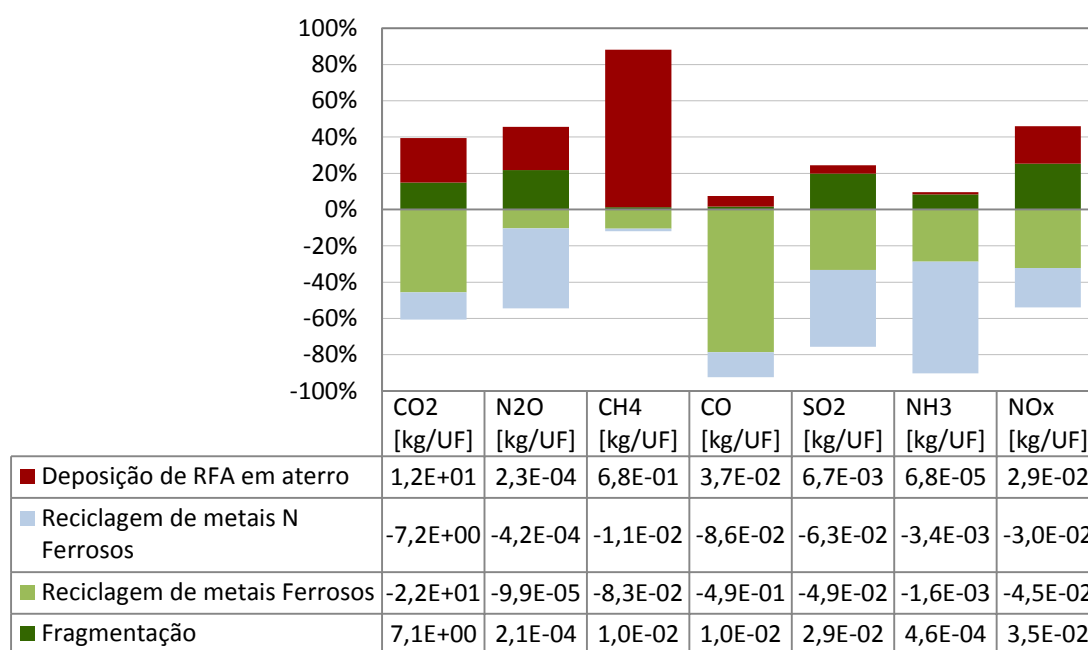
### **6.2 Cenário 1**

Nas subsecções seguintes, ir-se-á proceder à análise de inventário e à avaliação de impactes referentes ao cenário 1.

#### **6.2.1 Análise de inventário de ciclo de vida**

Os resultados da análise de inventário do cenário 1 são representados na Figura 6.1, Figura 6.2 e Figura 6.3.

A contribuição relativa dos processos associados ao cenário 1, para as emissões atmosféricas dos parâmetros de inventário considerados neste trabalho, está representada na Figura 6.1.



*Figura 6.1 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na emissão dos poluentes atmosféricos selecionados neste estudo.*

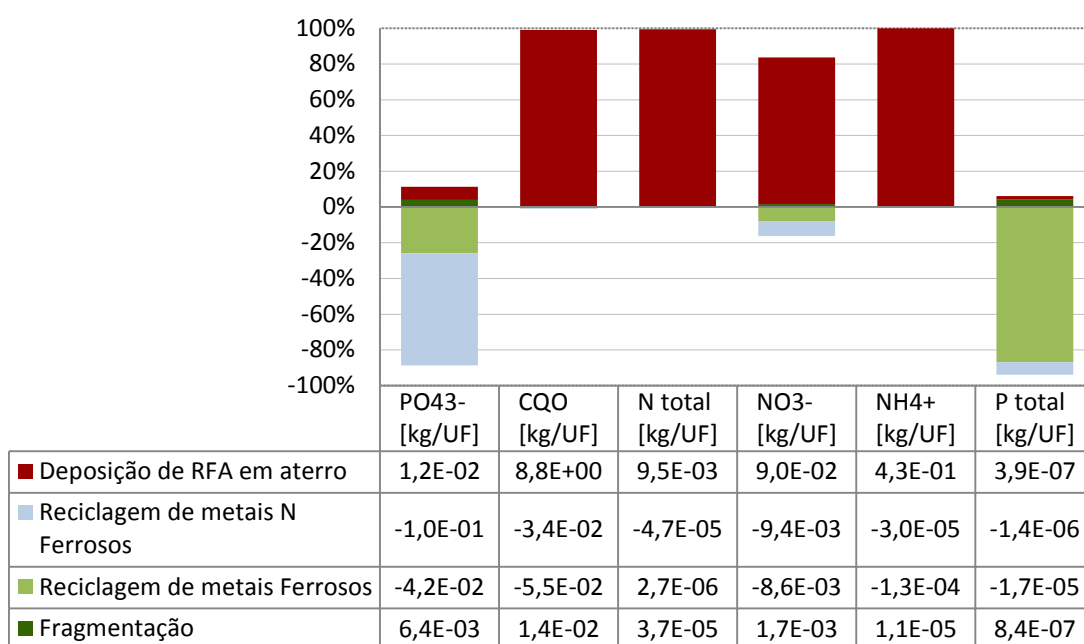
Pela análise da figura anterior constata-se que o processo de fragmentação é a principal fonte emissora de NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> para a atmosfera, com uma emissão de 0,035 kg, 4,6E-04 kg e 0,029 kg, respetivamente.

As emissões de NO derivam fundamentalmente do transporte envolvido no processo, que representam cerca de 64% das emissões deste gás. Por sua vez, as emissões do SO<sub>2</sub> dizem maioritariamente respeito à eletricidade consumida no processo (85%) e as emissões de NH<sub>3</sub> (59%) são maioritariamente associadas à infra-estrutura. A contribuição da fragmentação nas restantes emissões atmosféricas é de menor expressão, as quais se devem essencialmente ao consumo de eletricidade e aos transportes.

Os processos de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos, recuperados na fragmentação, trazem benefícios ao nível de todas as emissões atmosféricas as quais resultam da conservação de recursos não renováveis, pelo facto de haver reaproveitamento de materiais beneficiados como matéria-prima para um novo produto. Destes benefícios encontram-se associadas as atividades relacionadas com o sistema industrial, tais como os processos de transporte, a fabricação e os processos de mineração e tratamento.

De todos os processos, a deposição dos RFA em aterro é o que contribui mais significativamente para as emissões de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO. Estas emissões resultam da decomposição dos resíduos, sendo de salientar que a maior contribuição corresponde à deposição de 24,9 kg de fibras têxteis.

Na Figura 6.2 é apresentada a contribuição dos processos associados ao cenário 1 para as emissões líquidas dos parâmetros de inventário considerados no presente estudo.



*Figura 6.2 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo.*

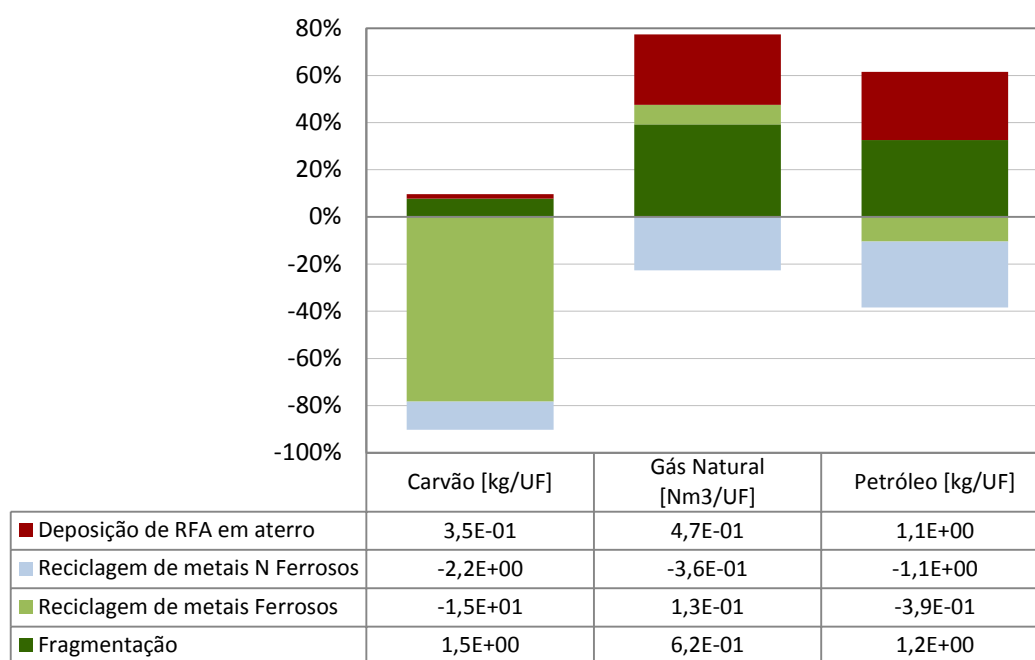
Dos processos associados ao cenário 1, a deposição de RFA em aterro é o que mais contribui para cada um dos poluentes líquidos considerados neste estudo, à exceção do fósforo total. A relevância, na emissão de poluentes líquidos, da deposição de RFA em aterro, poder-se-á justificar pelo facto da deposição destes resíduos em aterro originar elevadas quantidades de efluentes líquidos (lixiviados). As emissões de CQO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> devem-se essencialmente à deposição da mistura de plásticos e espumas (PUR) presentes na fração de RFA. Por outro lado, as emissões de N<sub>total</sub> e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> devem-se à deposição de têxteis.

Relativamente às atividades desenvolvidas na indústria de fragmentação automóvel, verifica-se que são a maior contribuição para a emissão de P<sub>total</sub> com 8,4E-07 kg.

A existência de valores negativos, nos processos de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos, deve ser interpretada como créditos, provenientes dos processos de valorização material, os quais correspondem a emissões evitadas. Destes benefícios

destacam-se as emissões de  $P_{\text{total}}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  provenientes das atividades industriais, tais como os processos de transporte, a fabricação e os processos de mineração e tratamento.

A contribuição dos processos pertencentes ao cenário 1, para a depleção de recursos abióticos dos parâmetros de inventário considerados no presente estudo, é apresentada na Figura 6.3.



*Figura 6.3 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 1, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo.*

Pela análise da figura anterior constata-se que o processo de fragmentação da UF é a principal fonte de depleção de recursos, sendo responsável pelo consumo de 1,5 kg de carvão, 0,62 Nm<sup>3</sup> de gás natural e 1,2 kg de petróleo. Esta depleção deve-se sobretudo aos transportes e ao consumo de energia. Porém, a deposição em aterro apresenta também uma contribuição que não deve ser menosprezada, nomeadamente em termos da depleção de gás natural e petróleo, apresentando valores da mesma ordem de grandeza que a fragmentação.

Em relação aos valores negativos referentes aos processos de reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos devem ser interpretados como créditos, os quais correspondem a emissões evitadas ao nível da depleção de recursos. No entanto, é de salientar a depleção de gás natural na reciclagem de metais ferrosos, no valor de 0,13 Nm<sup>3</sup>.

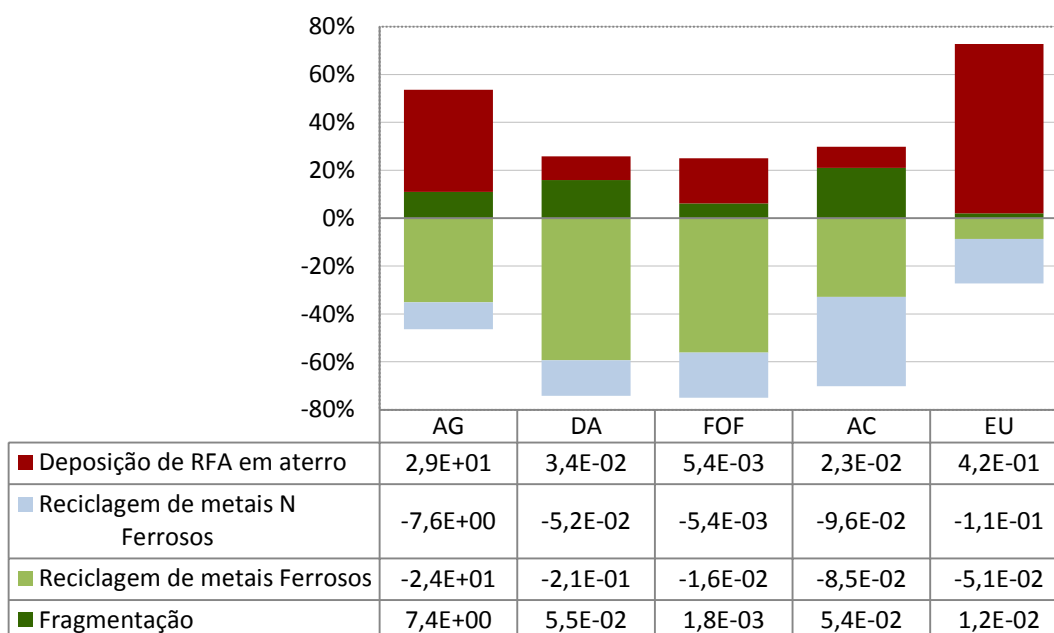
## 6.2.2 Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida

A Tabela 6.1 sumaria os resultados da avaliação de impactes de cada uma das categorias de impacte consideradas e que decorrem do modelo de gestão do cenário 1. A quantidade total de cada impacte resulta da subtração das emissões evitadas às emissões ( $C = A - B$ ).

Tabela 6.1 Impactes ambientais do cenário 1 e seu modelo de cálculo.

		CENÁRIO 1						
		Emissões (A)	Emissões evitadas (B)			Emissões Totais (C) = (A) - (B)		
			Incidências ambientais/ UF	Produção de aço	Produção de cobre	Produção de alumínio	Incidências ambientais/ UF	Impactes ambientais /UF
Categoria de impacte								
AG [kg CO <sub>2</sub> eq]	CO <sub>2</sub>	2,87E+01	2,84E+01	2,08E+00	8,33E+00	-1,01E+01	4,87E+00	
	N <sub>2</sub> O	2,09E-01	7,94E-02	8,60E-02	6,92E-02	-2,54E-02		
	CH <sub>4</sub>	1,79E+01	2,43E+00	8,61E-02	3,58E-01	1,50E+01		
DA [kg Sb eq]	Carvão	6,26E-02	2,28E-01	5,13E-03	3,07E-02	-2,01E-01	-1,68E-01	
	Gás Natural	4,76E-02	1,74E-02	5,22E-03	8,94E-03	1,61E-02		
	Petróleo	6,20E-02	1,88E-02	4,58E-03	2,12E-02	1,75E-02		
FOF [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq]	CH <sub>4</sub>	4,30E-03	5,84E-04	2,07E-05	8,60E-05	3,60E-03	-1,43E-02	
	CO	2,81E-03	1,46E-02	1,96E-04	2,30E-03	-1,43E-02		
	SO <sub>2</sub>	3,67E-03	3,29E-03	2,43E-03	1,60E-03	-3,65E-03		
AC [kg SO <sub>2</sub> eq]	SO <sub>2</sub>	9,17E-02	8,22E-02	6,06E-02	4,01E-02	-9,13E-02	-1,04E-01	
	NH <sub>3</sub>	2,18E-03	2,91E-03	5,95E-03	3,83E-04	-7,07E-03		
	NO <sub>x</sub>	4,78E-02	3,29E-02	1,18E-02	8,68E-03	-5,59E-03		
EU [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq]	NH <sub>3</sub>	5,18E-02	6,37E-04	1,30E-03	8,38E-05	4,97E-02	2,67E-01	
	NO <sub>x</sub>	1,24E-02	8,55E-03	3,08E-03	2,26E-03	-1,45E-03		
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	5,26E-02	5,91E-02	1,06E-01	1,42E-02	-1,26E-01		
	CQO	1,95E-01	1,74E-03	2,61E-04	6,43E-04	1,93E-01		
	N <sub>total</sub>	4,02E-03	1,29E-05	5,65E-06	1,82E-05	3,98E-03		
	NO <sup>3-</sup>	9,84E-03	1,30E-03	7,83E-04	3,71E-04	7,39E-03		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,41E-01	4,58E-05	6,03E-06	6,27E-06	1,41E-01		
	P <sub>total</sub>	6,04E-06	5,49E-05	3,38E-06	1,84E-06	-5,41E-05		

Na Figura 6.4 são apresentados os resultados obtidos da caracterização das cinco categorias de impacte, evidenciando a contribuição relativa de cada processo envolvido no cenário em discussão.



*Figura 6.4 Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 1, para cada uma das cinco categorias de impacte consideradas.*

Pela análise da Tabela 6.1, bem como da figura anterior, verifica-se que no cenário 1 são evitados impactes ao nível de todas as categorias, através do encaminhamento de algumas frações para reciclagem (18,7 kg de metais ferrosos e 2,5 kg de metais não ferrosos), evitando assim o consumo de recursos primários.

Os processos que mais contribuem para as categorias de AG, FOF e EU são a deposição de RFA em aterro. Por sua vez, a DA e a AC advêm sobretudo do processo de fragmentação.

De seguida, serão apresentados e discutidos os resultados da avaliação de cada categoria de impacte, evidenciando a contribuição relativa de cada processo envolvido no cenário e de cada parâmetro individual.

O cenário 1 apresenta um potencial de AG, no valor de 4,87 kg de CO<sub>2</sub> eq. A contribuição relativa de cada processo associado para esta categoria de impacte, é apresentada na Figura 6.5.

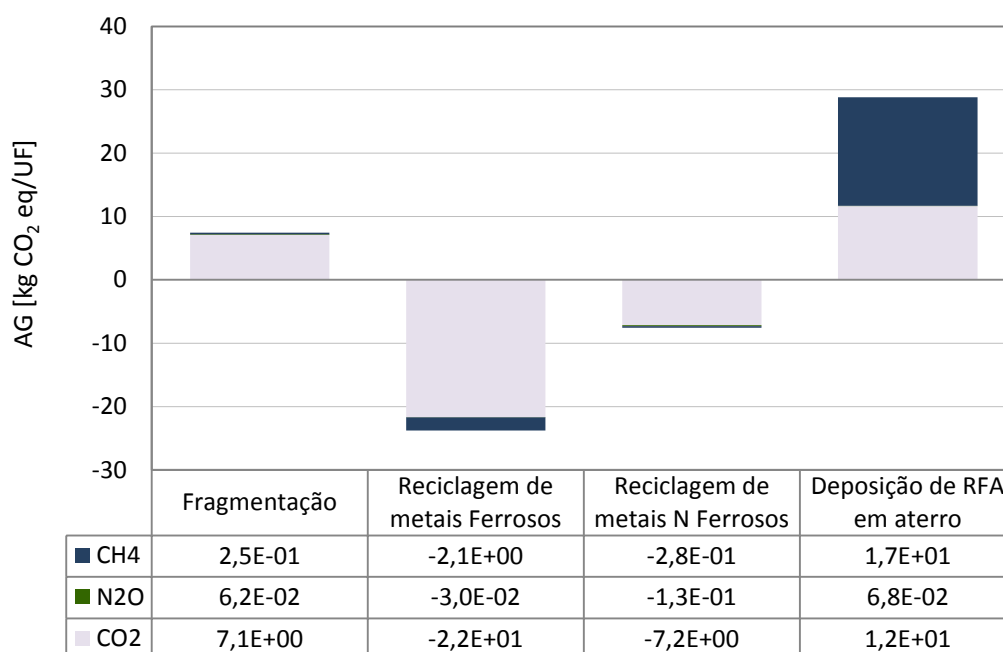


Figura 6.5 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para o Aquecimento Global (AG).

Pela análise da Figura 6.5 verifica-se que a deposição de RFA em aterro apresenta um potencial de AG no valor de 28,8 kg de CO<sub>2</sub> eq, sendo o processo que mais contribui para todo o sistema de gestão, seguido pelo processo de fragmentação automóvel, que apresenta uma contribuição de 7,4 kg de CO<sub>2</sub> eq.

Na deposição de RFA em aterro, as emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para esta categoria de impacto representando, em conjunto, quase 100% das emissões totais desta categoria de impacto. Importa salientar que neste processo, a atividade de deposição de têxteis é a que mais contribui para estas duas maiores emissões.

Em relação ao processo de fragmentação, as emissões de CO<sub>2</sub>, revelam maior expressividade, representando 96% do potencial de AG deste processo.

A reciclagem de metais ferrosos e reciclagem de metais não ferrosos são responsáveis por evitar 23,8 e 7,6 kg de CO<sub>2</sub> eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões de CO<sub>2</sub> são as mais evitadas para esta categoria de impacto, representando em ambos os processos, mais de 90% do potencial de AG.

A DA decorrente do cenário 1 é de cerca de -0,17 kg de Sb eq. A contribuição relativa de cada processo associado a esta categoria de impacto, é ilustrada na Figura 6.6.

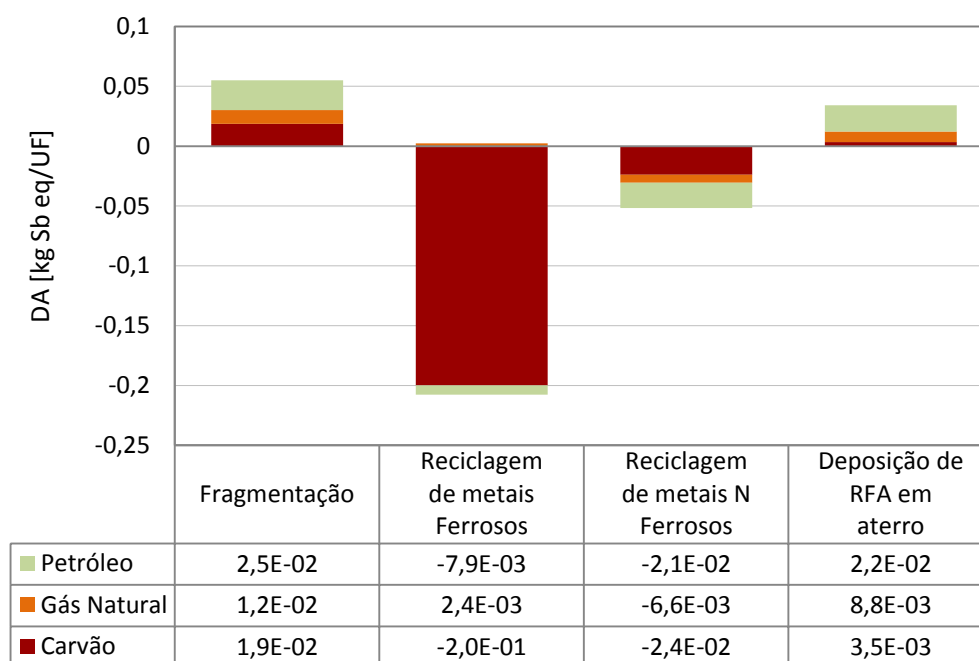


Figura 6.6 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a depleção de recursos abióticos (DA).

Tal como já supracitado, a fragmentação é o processo que mais contribui para a categoria de impacto de DA. Neste processo está incluído a produção de eletricidade consumida, a infra-estrutura necessária e ainda o transporte de materiais. A DA decorrente deste processo é cerca de 7,4 kg de Sb eq e é devido, 45 % ao consumo de petróleo exigido no processo de transporte, 34% ao consumo de carvão e 21 % ao consumo de gás natural. A depleção dos últimos recursos deve-se fundamentalmente à produção de energia elétrica.

A deposição dos RFA em aterro está associada a um potencial de DA de cerca de 0,034 kg de Sb eq, devido 64% ao consumo de petróleo usado no transporte.

Por sua vez, a reciclagem de metais ferrosos e a reciclagem de metais não ferrosos são responsáveis por evitar 0,21 e 0,052 kg de Sb eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões derivadas do consumo de carvão, são as mais evitadas, representando 97% e 46%, respetivamente, da depleção de recursos abióticos.

O potencial de FOF decorrente do cenário 1 é de cerca de -0,014 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo que a contribuição relativa de cada processo associado, para esta categoria de impacto, encontra-se detalhada na Figura 6.7.



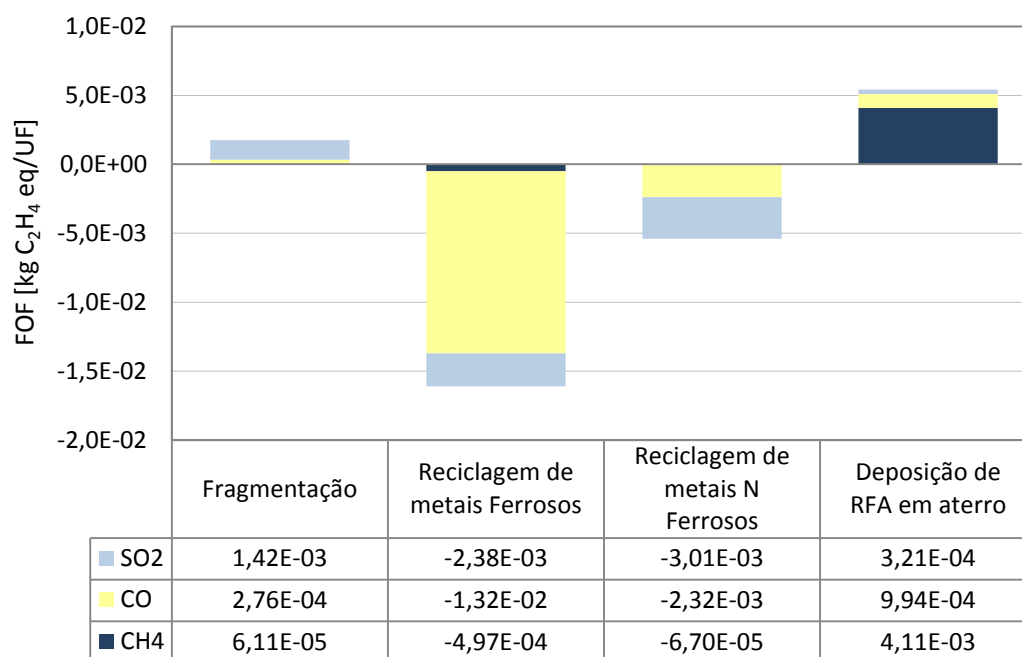


Figura 6.7 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF).

A deposição de RFA em aterro tem um contributo acentuado para o potencial de FOF, com a emissão de 0,0054 kg de  $C_2H_4$  eq. As emissões de  $CH_4$ , CO e  $SO_2$  são responsáveis por 76%, 18% e 6%, respetivamente. Neste processo, a deposição de têxteis é a atividade que mais contribui para as emissões de  $CH_4$ .

Cerca de 0,0018 kg de  $C_2H_4$  eq são emitidas pela unidade de fragmentação, representando uma contribuição menor comparativamente ao processo anterior, mas ainda assim importante para a FOF deste cenário, sendo que, neste caso, 81% se deve às emissões de  $SO_2$ , 16% às emissões CO e o restante às de  $CH_4$ .

Os processos de reciclagem de metais ferrosos e reciclagem de metais não ferrosos são responsáveis por evitar 0,016 e 0,0054 kg de  $C_2H_4$  eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões de CO e  $SO_2$ , são as mais evitadas para esta categoria de impacto, uma vez que em conjunto representam 95% e 99%, respetivamente, do total de formação de oxidantes fotoquímicos.

O potencial de AC total, decorrente do cenário 1 é de - 0,1 kg de  $SO_2$  eq, sendo que a contribuição relativa de cada processo associado, para esta categoria de impacto, encontra-se ilustrada na Figura 6.8.

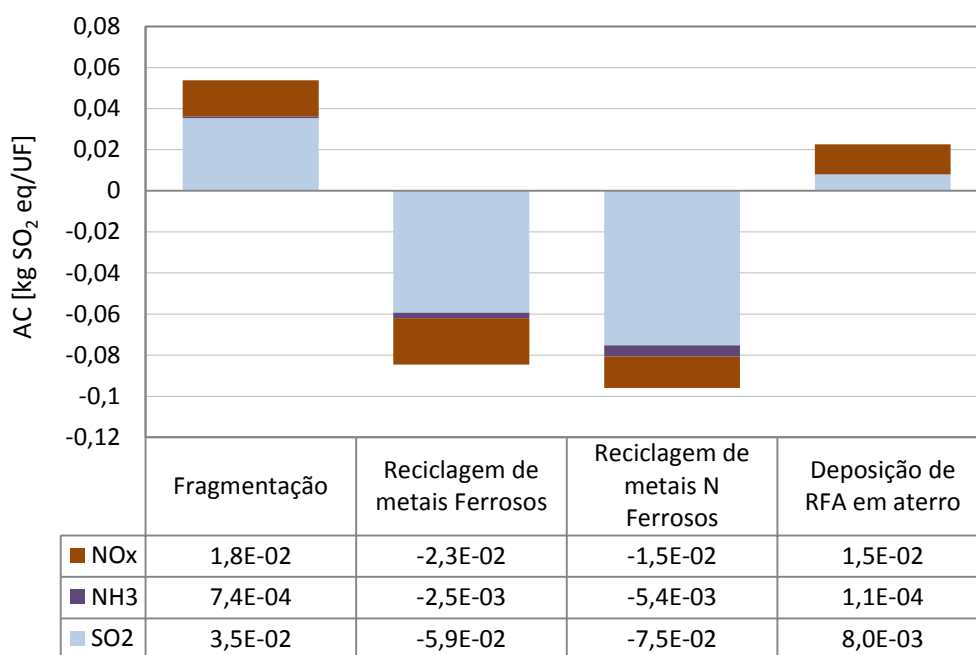


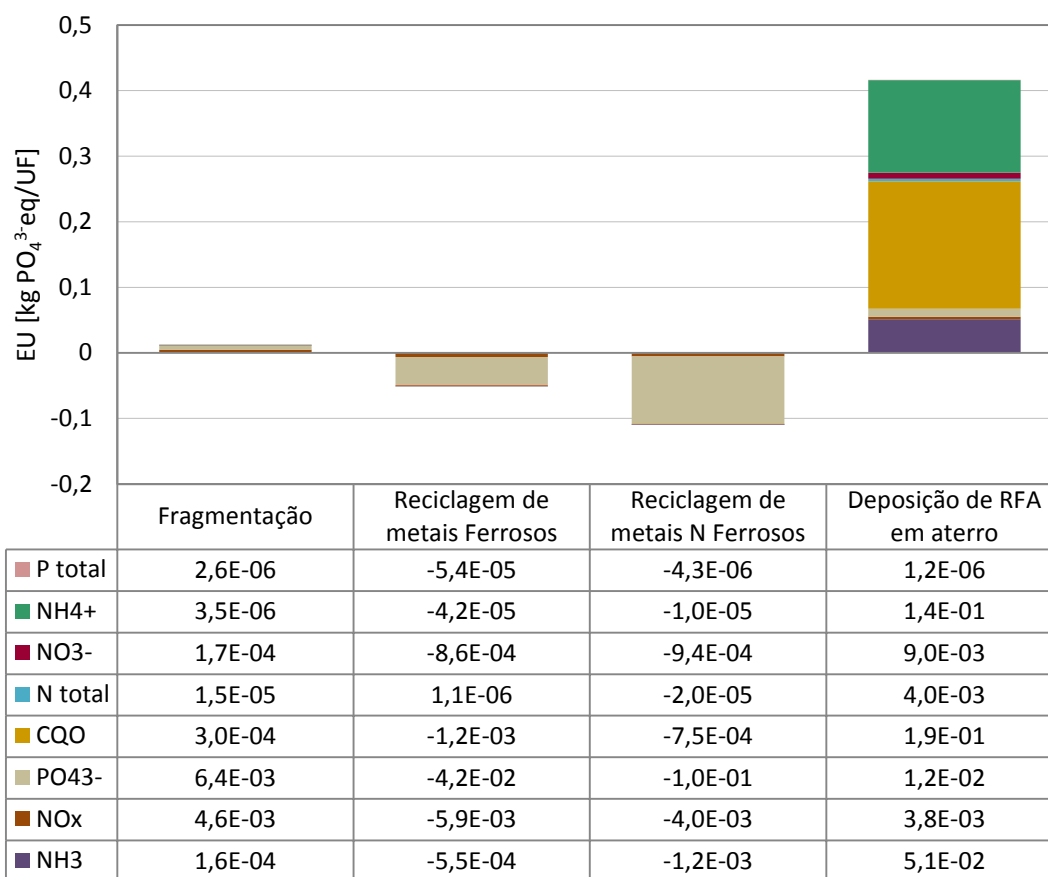
Figura 6.8 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Acidificação (AC).

De acordo com o referido anteriormente, a fragmentação é o processo que mais contribui para o potencial de acidificação. Este processo inclui a produção de eletricidade consumida, a infra-estrutura e ainda o transporte de materiais. O potencial de AC deste processo é de 0,054 kg de SO<sub>2</sub> eq, sendo que 66% se deve à emissão de SO<sub>2</sub>, proveniente da produção de eletricidade e 33% à emissão de NO<sub>x</sub> dos transportes. Em menor percentagem, tem-se a contribuição da emissão de 1% de NH<sub>3</sub>, essencialmente proveniente da infra-estrutura.

Por sua vez, a deposição de RFA em aterro apresenta o segundo maior valor de AC, com um contributo de cerca de 0,023 kg de SO<sub>2</sub> eq. Aproximadamente 64% desta categoria resulta das emissões de NO<sub>x</sub>, 35% de SO<sub>2</sub> e o restante às emissões de NH<sub>3</sub>. Neste processo, a deposição de têxteis e o transporte desde a unidade de fragmentação até ao aterro, são as atividades que mais contribuem para as emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>.

A reciclagem de metais ferrosos e de metais não ferrosos são responsáveis por evitar 0,085 e 0,096 kg de SO<sub>2</sub> eq, respetivamente. Nestes processos, as emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> são as mais evitadas para esta categoria de impacte, uma vez que em conjunto representam 97% e 94%, respetivamente, do total de acidificação.

O potencial de eutrofização, resultante do cenário 1, é de cerca de 0,27 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq e a Figura 6.9 mostra a contribuição relativa de cada processo associado, para esta categoria de impacte.



*Figura 6.9 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 1, para a Eutrofização (EU).*

Para o potencial de eutrofização do cenário 1, a contribuição da deposição de RFA é sem dúvida a mais relevante de todos os processos envolvidos, com a emissão de 0,42 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$ . Das emissões para as linhas de água destacam-se as de CQO e  $\text{NH}_4^+$ , representando em conjunto 81% do total das emissões contributivas para esta categoria. Neste processo, a deposição de plásticos e de espumas são as que mais contribuem para as referidas emissões. Embora com um contributo menor, a deposição de RFA é responsável por 12% de emissões de  $\text{NH}_3$ , sendo estas maioritariamente devidas à deposição de têxteis.

A fragmentação dos materiais em estudo é um processo que tem um contributo muito reduzido no que diz respeito a esta categoria de impacto.

Por sua vez, os processos de reciclagem de metais ferrosos e de metais não ferrosos são responsáveis por evitar 0,051 e 0,11 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, respetivamente. Todavia, nestes processos, as emissões para a água/solo de  $\text{PO}_4^{3-}$ , são as mais evitadas para esta categoria de impacto, uma vez que em conjunto representam 83% e 94% respetivamente, do total de eutrofização.

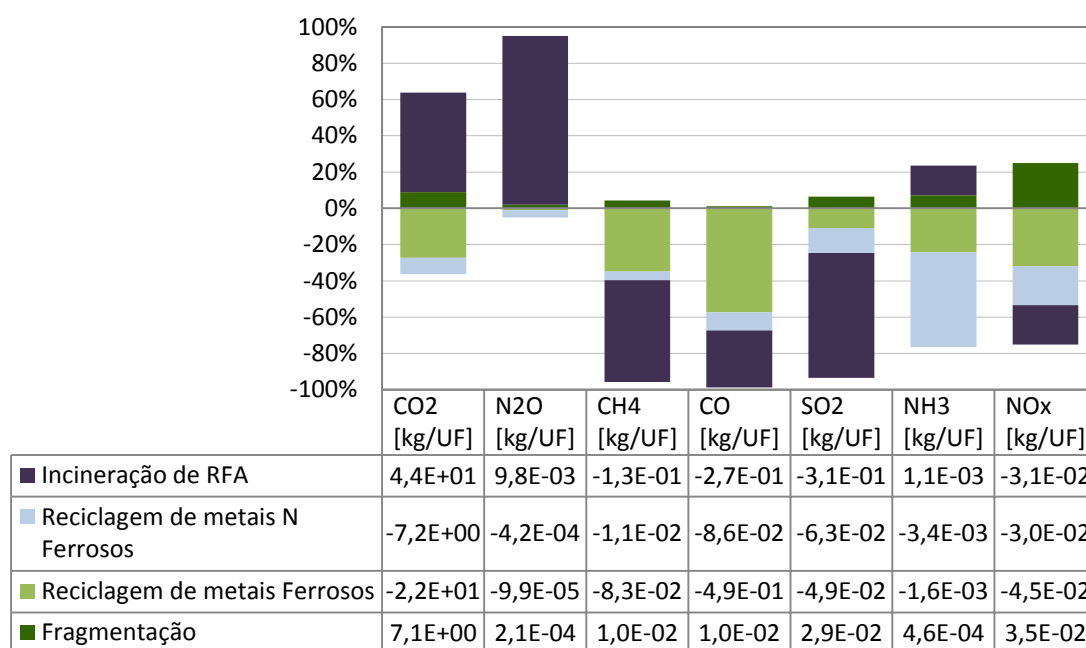
## 6.3 Cenário 2

Nas subsecções seguintes será feita a análise de inventário e a avaliação de impactes do cenário 2.

### 6.3.1 Análise de Inventário de Ciclo de Vida

Os resultados relativos aos dados de inventário do cenário 2 encontram-se representados na Figura 6.10, Figura 6.11 e Figura 6.12.

A contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, na emissão dos poluentes atmosféricos seleccionados neste estudo, pode ser visualizada na Figura 6.10.



*Figura 6.10 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na emissão dos poluentes atmosféricos seleccionados neste estudo.*

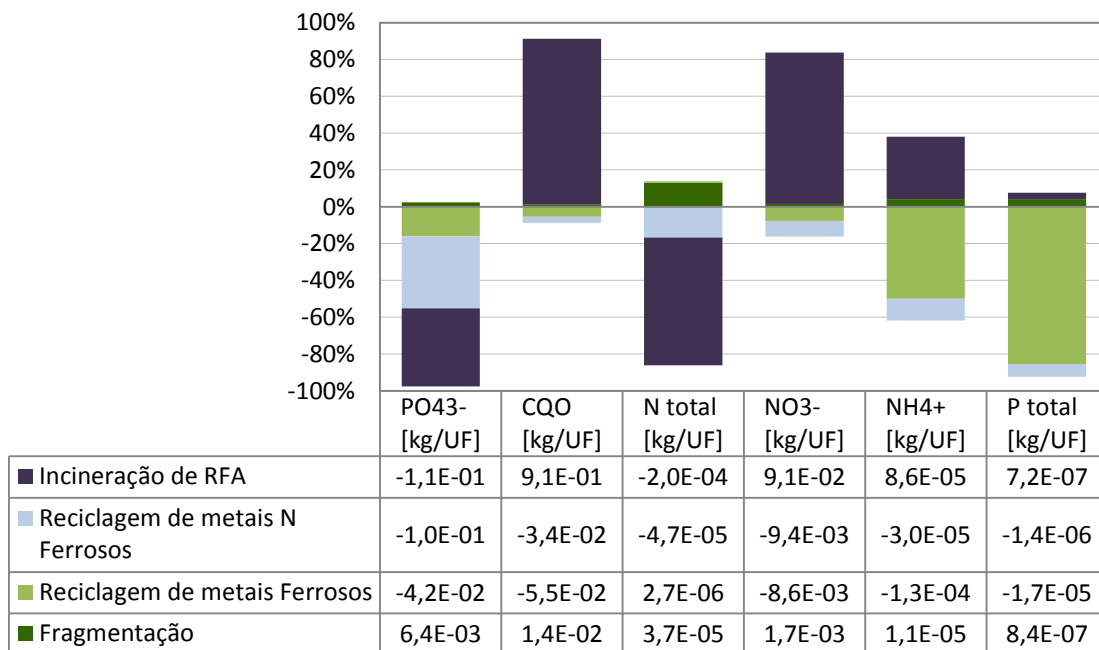
Na figura anterior observa-se que o processo de fragmentação é a principal fonte emissora dos poluentes atmosféricos: NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO e CH<sub>4</sub>. Estas emissões derivam fundamentalmente da eletricidade consumida e dos transportes.

Os processos de reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos, por se tratar da mesma quantidade recuperada do da fragmentação, trazem os mesmos benefícios que o cenário 1, ao nível de todas as emissões atmosféricas, as quais resultam numa conservação de recursos não renováveis, cujas razões foram anteriormente abordadas.

De todos os processos que constituem o cenário 2, a incineração dos RFA com recuperação de energia, é aquele que mais contribui para as emissões atmosféricas de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub>. Estes poluentes provêm essencialmente da oxidação térmica de materiais poliméricos existentes na fração de RFA incinerada. Por outro lado, a

recuperação de energia neste processo consegue evitar a emissão de 0,13 kg de CH<sub>4</sub>, 0,27 kg de CO, 0,31 kg de SO<sub>2</sub> e 0,031 kg de NO<sub>x</sub>.

No que concerne à emissão de poluentes na fase líquida para a água/solo, a contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, pode ser observado na Figura 6.11.

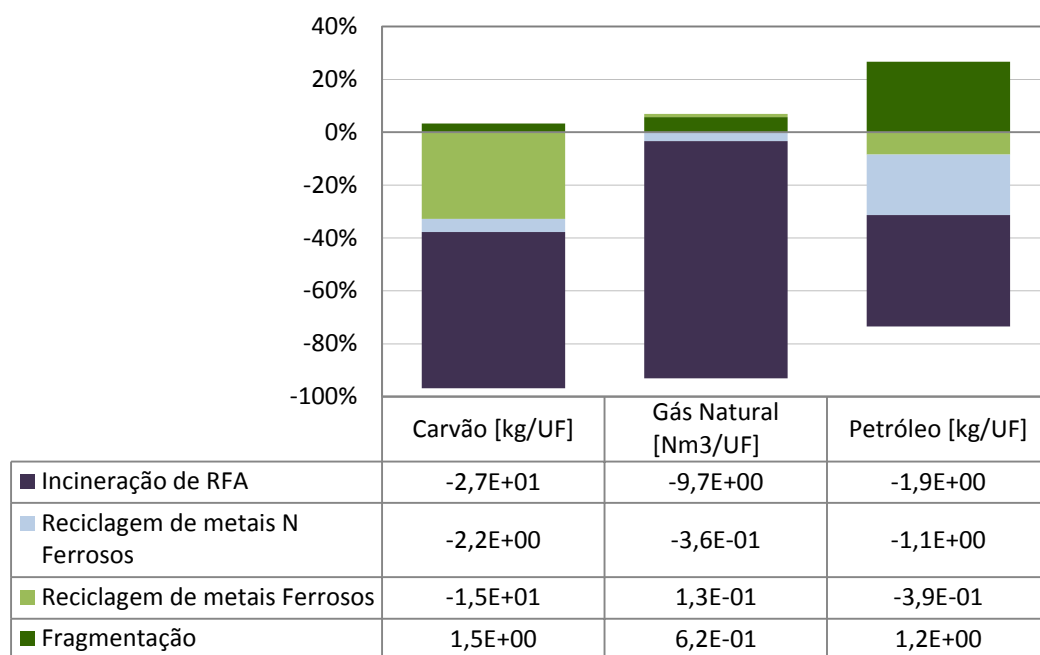


**Figura 6.11** Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo.

A principal fonte emissora de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N<sub>total</sub> e P<sub>total</sub> para as linhas de água ou solo é o processo de fragmentação. Estas emissões provêm sobretudo da produção de energia elétrica consumida e dos transportes. O principal contribuinte na emissão dos restantes poluentes é claramente a incineração de RFA. As emissões resultantes deste processo devem-se principalmente à oxidação térmica dos materiais poliméricos existentes na fração incinerada. Contudo, a recuperação de energia conseguida neste processo é responsável por evitar a emissão de 0,11 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e 2,0E-04 kg de N<sub>total</sub>.

Os processos de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos, à semelhança do que se verifica no cenário 1, trazem benefícios ao nível de todas as emissões dos poluentes em discussão, à exceção do N<sub>total</sub>.

Na Figura 6.12 encontram-se representadas as contribuições de cada processo associado ao cenário 2, relativas à depleção de recursos abióticos.



*Figura 6.12 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 2, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo.*

Observando a figura anterior denota-se que o processo de fragmentação é o principal responsável pela depleção de recursos, registando-se um consumo de 1,5 kg de carvão, 0,62 Nm<sup>3</sup> de gás natural e 1,2 kg de petróleo. Esta depleção está associada aos combustíveis dos transportes e à energia consumida.

Os restantes processos do cenário 2 apresentam créditos nesta categoria de impacto, que derivam dos processos de valorização material e/ou energética.

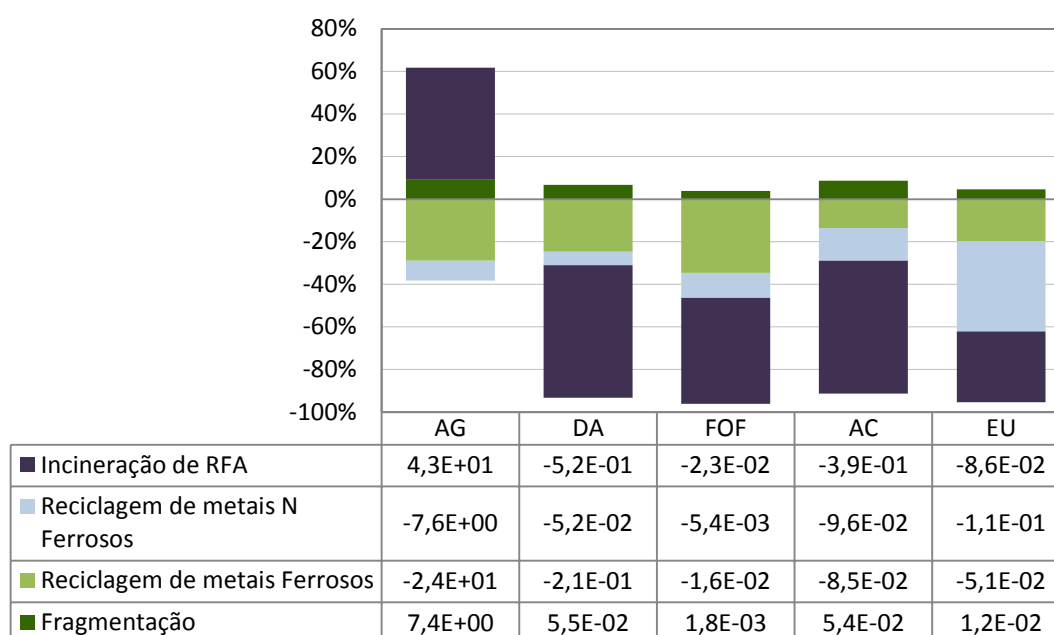
### 6.3.2 Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida

Na Tabela 6.2 resumem-se os resultados da avaliação de impactes, expressos relativamente à UF (100 kg VFV), de cada uma das categorias de impacto consideradas, e que decorrem do modelo de gestão do cenário 2. A quantidade total de cada impacto resulta da subtração das emissões evitadas às emissões ( $C = A - B$ ).

Tabela 6.2 Impactes ambientais totais do cenário 2 e seu modelo de cálculo.

		CENÁRIO 2							
		Emissões	Emissões evitadas					Emissões Totais	
		(A)	(B)					(C) = (A) - (B)	
		Incidências /UF	Produção de aço	Produção de cobre	Produção de alumínio	Produção de eletricidade	Produção de calor	Incidências /UF	Impactes /UF
Emissões evitadas/UF									
Categoria de impacte									
AG	CO <sub>2</sub>	1,3E+02	2,8E+01	2,1E+00	8,3E+00	3,3E+01	4,1E+01	2,2E+01	1,9E+01
	N <sub>2</sub> O	3,4E+00	7,9E-02	8,6E-02	6,9E-02	2,1E-01	1,2E-01	2,8E+00	
	CH <sub>4</sub>	1,1E+00	2,4E+00	8,6E-02	3,6E-01	1,0E+00	2,6E+00	-5,4E+00	
DA	Carvão	7,9E-02	2,3E-01	5,1E-03	3,1E-02	1,3E-01	1,8E-01	-5,0E-01	-7,2E-01
	Gás Natural	5,8E-02	1,7E-02	5,2E-03	8,9E-03	8,1E-02	1,2E-01	-1,7E-01	
	Petróleo	6,3E-02	1,9E-02	4,6E-03	2,1E-02	4,4E-02	1,8E-02	-4,3E-02	
FOF	CH <sub>4</sub>	2,7E-04	5,8E-04	2,1E-05	8,6E-05	2,5E-04	6,3E-04	-1,3E-03	-4,3E-02
	CO	2,6E-03	1,5E-02	2,0E-04	2,3E-03	3,1E-04	7,8E-03	-2,3E-02	
	SO <sub>2</sub>	4,2E-03	3,3E-03	2,4E-03	1,6E-03	1,0E-02	5,8E-03	-1,9E-02	
AC	SO <sub>2</sub>	1,0E-01	8,2E-02	6,1E-02	4,0E-02	2,5E-01	1,4E-01	-4,8E-01	-5,2E-01
	NH <sub>3</sub>	6,5E-03	2,9E-03	6,0E-03	3,8E-04	2,2E-03	6,1E-04	-5,5E-03	
	NO <sub>x</sub>	1,0E-01	3,3E-02	1,2E-02	8,7E-03	5,0E-02	3,3E-02	-3,6E-02	
EU	NH <sub>3</sub>	1,4E-03	6,4E-04	1,3E-03	8,4E-05	4,7E-04	1,3E-04	-1,2E-03	-2,3E-01
	NO <sub>x</sub>	2,6E-02	8,6E-03	3,1E-03	2,3E-03	1,3E-02	8,5E-03	-9,2E-03	
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	5,2E-02	5,9E-02	1,1E-01	1,4E-02	3,6E-02	8,7E-02	-2,5E-01	
	CQO	2,2E-02	1,7E-03	2,6E-04	6,4E-04	6,9E-04	3,0E-04	1,8E-02	
	N <sub>total</sub>	5,6E-05	1,3E-05	5,7E-06	1,8E-05	1,0E-04	4,5E-06	-8,5E-05	
	NO <sup>3-</sup>	1,4E-02	1,3E-03	7,8E-04	3,7E-04	1,1E-03	2,6E-03	7,5E-03	
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	4,9E-05	4,6E-05	6,0E-06	6,3E-06	6,7E-06	4,4E-06	-2,0E-05	
	P <sub>total</sub>	1,3E-05	5,5E-05	3,4E-06	1,8E-06	4,1E-06	1,3E-06	-5,3E-05	

Na Figura 6.13 apresentam-se os resultados obtidos da caracterização das cinco categorias de impacte, evidenciando a contribuição relativa de cada processo envolvido no cenário em análise.



*Figura 6.13 Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 2, para cada uma das cinco categorias de impacte consideradas.*

Pela análise da Tabela 6.2, bem como da figura anterior, verifica-se que o cenário 2 é responsável por evitar impactes ao nível de todas as categorias de impacte, através do encaminhamento de algumas frações para reciclagem, bem como da recuperação de energia. É evitado assim o consumo de recursos primários.

O processo que mais contribui para todas as categorias de impacte, à exceção do aquecimento global, é a fragmentação. Neste processo inclui-se a produção de eletricidade consumida, as infra-estruturas e os transportes.

Por sua vez, o AG advém sobretudo da incineração dos RFA com recuperação de energia, cabendo-lhe a emissão de 43 kg CO<sub>2</sub> eq, seguindo-se o processo de fragmentação com 7,4 kg CO<sub>2</sub> eq.

Considera-se importante apresentar e discutir, neste momento, os resultados da avaliação de cada categoria de impacte, evidenciando a contribuição relativa de cada processo envolvido no cenário e de cada parâmetro, individualmente.

O potencial de AG resultante do cenário 2 é de 19 kg de CO<sub>2</sub> eq, sendo que a contribuição relativa de cada processo associado, para esta categoria de impacte, é apresentada na Figura 6.14.



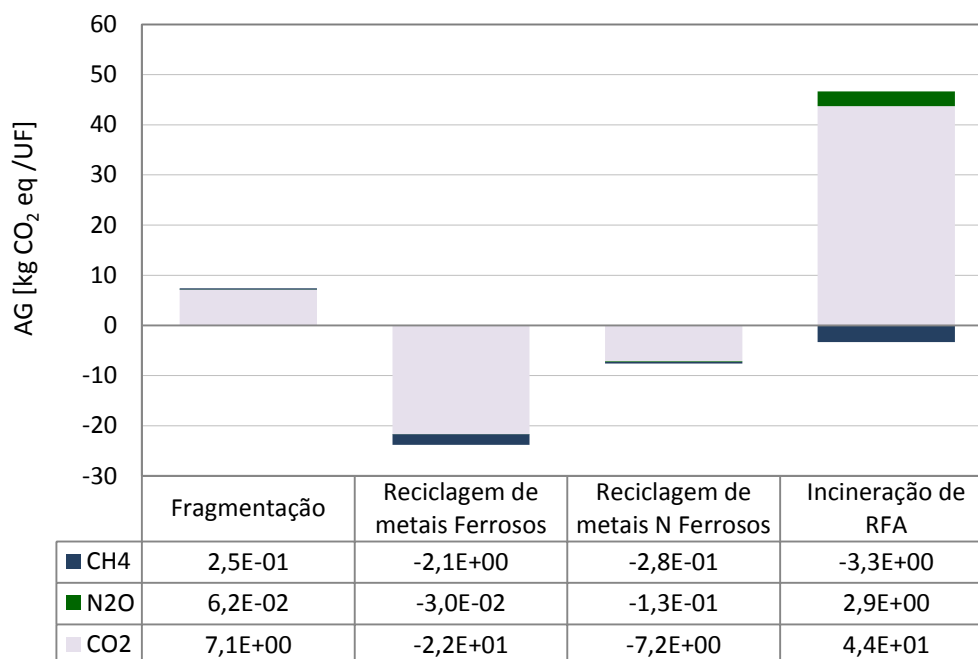


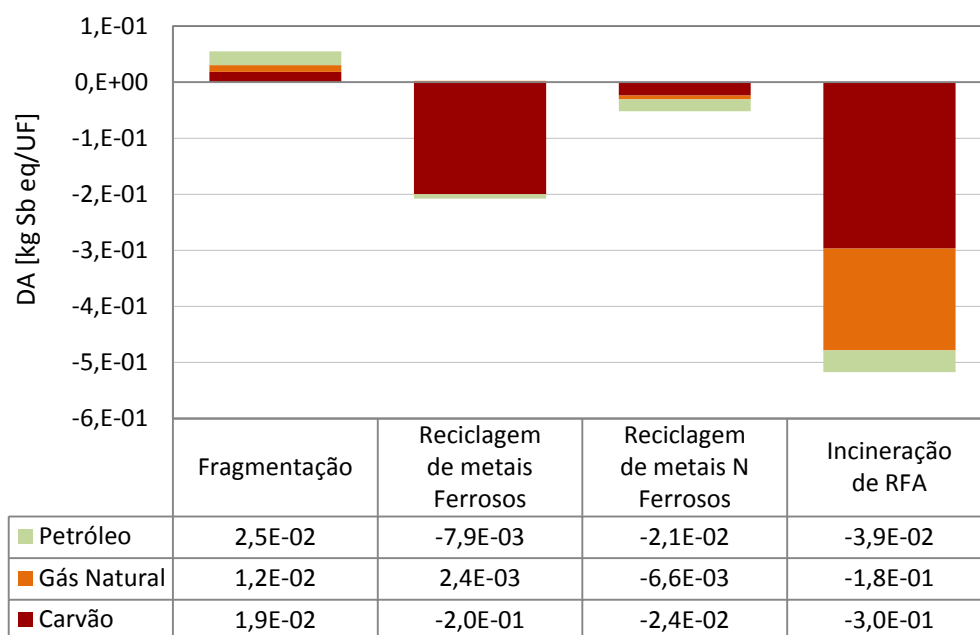
Figura 6.14 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para o Aquecimento Global (AG).

Pela análise da Figura 6.14 verifica-se que a incineração de RFA possui um potencial de AG total de 43 kg de CO<sub>2</sub> eq sendo, de todo do sistema de gestão, o processo que mais contribui para este indicador, seguido pelo da fragmentação, com uma contribuição de 7,4 kg de CO<sub>2</sub> eq. Observa-se ainda que, de um modo geral, as emissões de CO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para esta categoria de impacte. Importa ainda salientar que a incineração dos materiais poliméricos, presentes na fração de RFA, é a que mais contribui para estas emissões.

Ainda em relação ao processo de incineração de RFA, importa referir que, pela recuperação de energia, são evitadas emissões de CH<sub>4</sub> no valor de 3,3 kg de CO<sub>2</sub> eq.

Os processos de reciclagem são responsáveis por evitar as mesmas emissões que no cenário 1, discutido na secção 6.1.

A depleção de recursos abióticos decorrente do cenário 2 é de cerca de -0,72 kg de Sb eq. A contribuição relativa de cada processo associado, para esta categoria de impacte, pode ser observada na Figura 6.15.



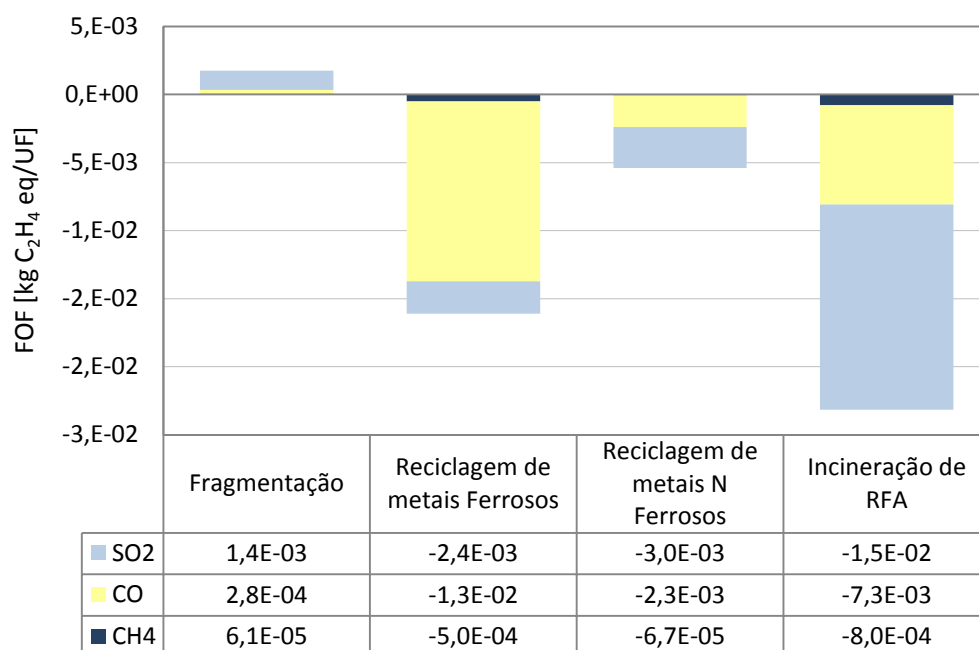
*Figura 6.15 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a depleção de recursos abióticos (DA).*

O processo de fragmentação é o que mais contribui para o potencial de DA, sendo responsável por 0,055 kg de Sb eq, devido essencialmente ao consumo de petróleo (45%), de carvão (34%) e gás natural (21%).

Os processos de reciclagem de metais ferrosos e reciclagem de metais não ferrosos têm os mesmos créditos nesta categoria de impacte, que os referidos no cenário 1 (vide secção 6.2.2).

Dado que mais de 90% da produção de energia deriva de combustíveis fósseis, com a recuperação de energia e calor no processo de incineração de RFA, é possível evitar impactes em cada um dos parâmetros. Neste sentido, o potencial de DA evitado é cerca de 0,52 kg de Sb eq sendo que deste, 57 % se deve ao carvão, 35% ao gás natural e o restante ao petróleo.

O cenário 2 apresenta um potencial de formação de oxidantes fotoquímicos de -0,043 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq. A contribuição relativa de cada processo, para esta categoria de impacte, encontra-se detalhada na Figura 6.16.



**Figura 6.16** Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF).

A fragmentação é o processo com maior contribuição para o potencial de FOF, com a emissão de 0,0018 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo 81 % devido às emissões de SO<sub>2</sub>, 16 % às de CO e o restante, às de CH<sub>4</sub>. Estas emissões devem-se sobretudo ao processo de produção de eletricidade consumida e aos transportes.

Já os processos de reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos, do mesmo modo que acontece no cenário 1, são responsáveis por evitar 0,016 e 0,0054 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, respetivamente. Nestes processos, as emissões de CO e SO<sub>2</sub> são as mais evitadas nesta categoria de impacto, uma vez que em conjunto representam 97% e 99%, respetivamente, da FOF total.

No que concerne ao processo de incineração de RFA, pela recuperação de energia, é possível conseguir créditos em todos os parâmetros individuais avaliados. Assim, o potencial de FOF evitado é cerca de 0,023 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, podendo constatar-se que, de um modo geral, o CO e o SO<sub>2</sub> representam, em conjunto, 97% das emissões totais evitadas nesta categoria de impacto. O que contribui para estas emissões evitadas são a recuperação de 55,7 kWh de eletricidade e de 407,7 MJ de calor.

A acidificação total do cenário 2 é de - 0,52 kg de SO<sub>2</sub> eq, sendo que a contribuição relativa de cada processo associado pode ser visualizada na Figura 6.17.

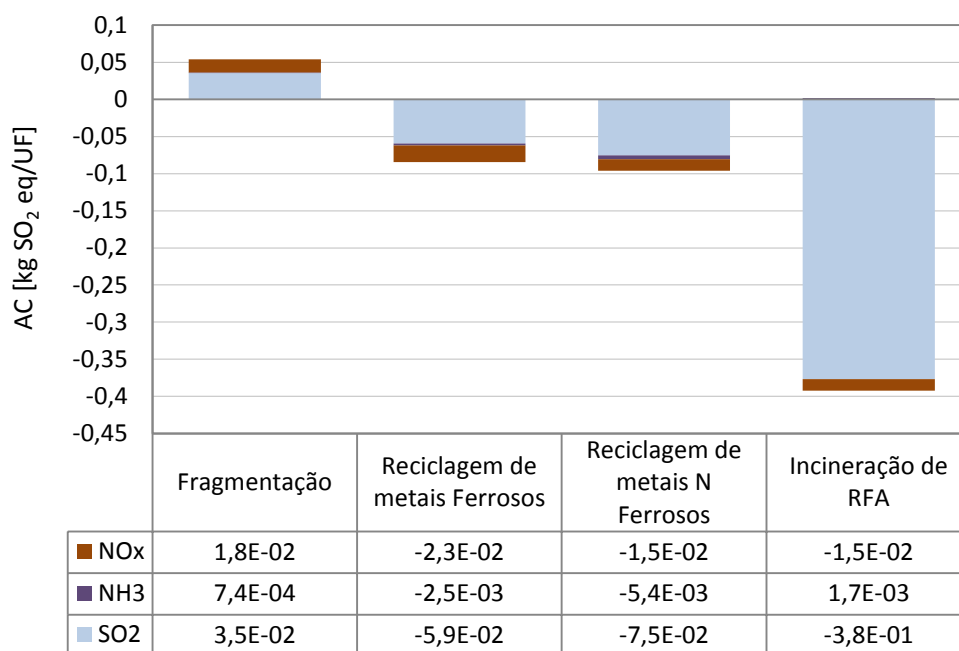


Figura 6.17 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Acidificação (AC).

À semelhança do que se observou na categoria de impacto de DA e FOF, o processo de fragmentação é o que mais contribui para o potencial de AC. Pela análise gráfica, facilmente se constata que a emissão de SO<sub>2</sub> (66 %), proveniente da produção de eletricidade e a emissão de NO<sub>x</sub> (33%) dos transportes, são as principais responsáveis pelo potencial de AC da fragmentação. Em menor percentagem, tem-se a contribuição da emissão de NH<sub>3</sub> (1%) que é proveniente da infra-estrutura. Em suma, o potencial de acidificação do processo de fragmentação, é de 0,054 kg de SO<sub>2</sub> eq.

Com a recuperação de energia e calor conseguida no processo de incineração de RFA, é possível evitar cerca de 0,39 kg SO<sub>2</sub> eq, sendo as emissões de SO<sub>2</sub> as mais evitadas.

Já os processos de reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos, tal como no cenário 1, são responsáveis pelos créditos de 0,085 e 0,096 kg de SO<sub>2</sub> eq, respetivamente. Nestes processos, as emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>, são as mais evitadas, visto que em conjunto representam 97% e 94% respetivamente, do potencial de AC total.

Finalmente, o potencial de eutrofização do cenário 2 tem um valor de -0,23 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq, encontrando-se em detalhe, na Figura 6.18, a contribuição relativa de cada processo.

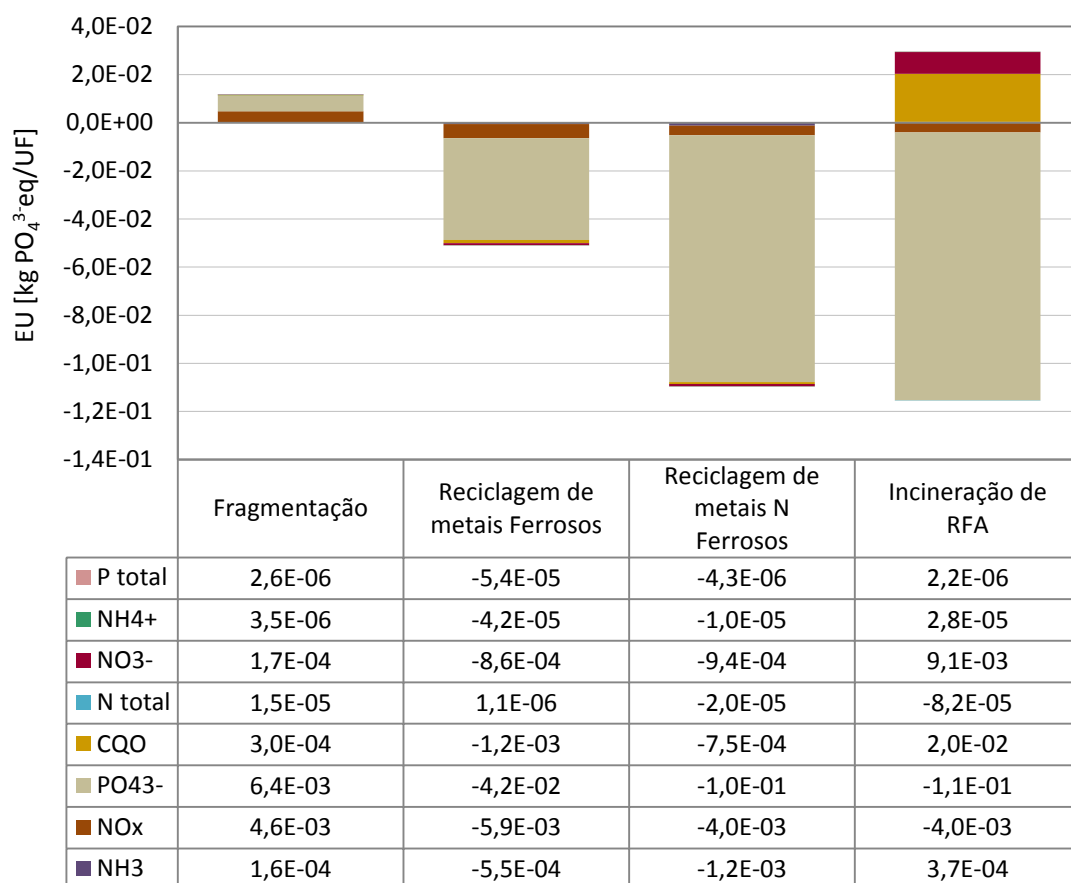


Figura 6.18 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 2, para a Eutrofização (EU).

À semelhança do que se observou nas categorias anteriores, excetuando no AG, a fragmentação é o processo que mais contribui para a EU, sendo responsável por um valor de 0,017 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$ . 55% deste valor está associado ao  $\text{PO}_4^{3-}$  advindo da produção de energia elétrica e 39% corresponde ao  $\text{NO}_x$  (39%) emitido pelos transportes.

O processo de incineração de RFA consegue evitar cerca de 0,086 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, através da recuperação de energia e calor. Este crédito deve-se principalmente às emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$  evitadas, que representam uma percentagem absoluta de 77 %.

Por fim, os processos de reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos são responsáveis por evitar uma quantidade de 0,051 e 0,11 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, respetivamente. Todavia, nestes processos, as emissões para a água e/ou solo de  $\text{PO}_4^{3-}$ , são as mais preponderantes, visto representarem 83 % e 94%, respetivamente, do potencial de EU total.

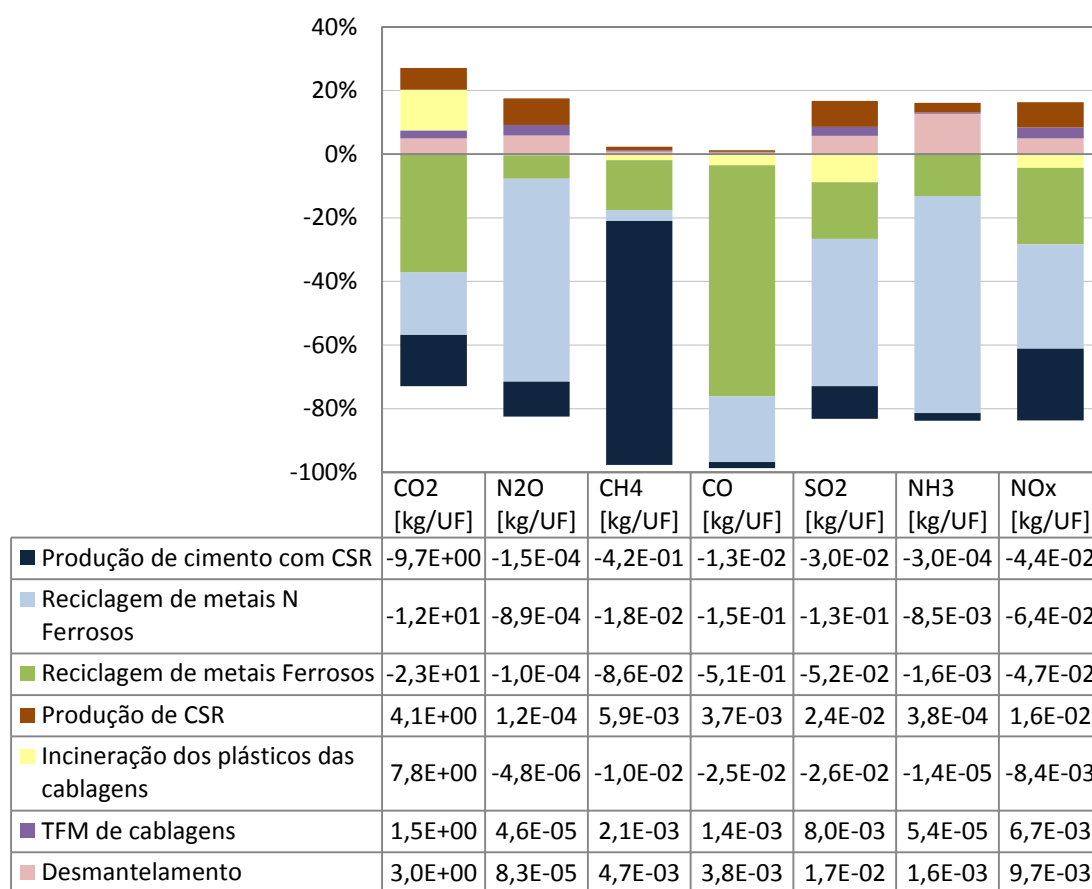
## 6.4 Cenário 3

A análise de inventário e a avaliação de impactos referentes ao cenário 3, serão apresentadas nas secções 6.4.1 e 6.4.2, respetivamente.

### 6.4.1 Análise de inventário de ciclo de vida

Os resultados da análise de inventário do cenário 3 encontram-se representados na Figura 6.19, Figura 6.20 e Figura 6.21.

A contribuição relativa dos processos pertencentes ao cenário 3, na emissão dos poluentes atmosféricos considerados neste estudo, é ilustrada na Figura 6.19.



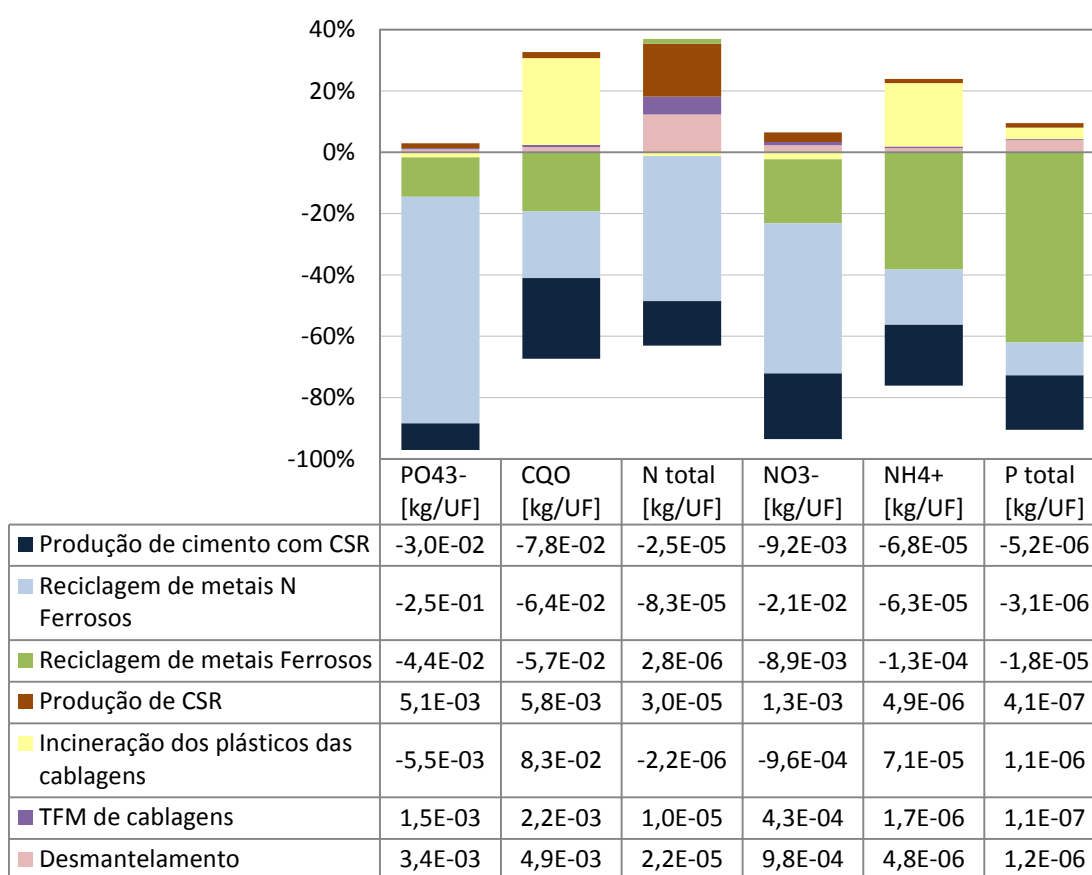
*Figura 6.19 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na emissão dos poluentes atmosféricos selecionados neste estudo.*

Pela análise da figura anterior observa-se que, de todos os processos associados ao cenário 3, a incineração dos plásticos das cablagens é o que mais contribui para as emissões de CO<sub>2</sub> (7,8 kg/UF). Estando as restantes emissões agregadas ao processo de desmantelamento e à produção de CSR, salienta-se a emissão de NH<sub>3</sub> e CO para o primeiro, e N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> para o segundo.

Os processos de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos comportam benefícios ambientais, resultantes da conservação de recursos não renováveis, pelo facto de haver um reaproveitamento de materiais secundários, utilizados como matéria-prima para um novo produto. Das emissões evitadas destacam-se as de CO, e CO<sub>2</sub> na reciclagem dos metais ferrosos e as de NH<sub>3</sub> e N<sub>2</sub>O na reciclagem dos metais não ferrosos.

Na produção de cimento, a substituição parcial de combustíveis fósseis por CSR, também traz benefícios, sendo este processo responsável por evitar a quase totalidade das emissões de CH<sub>4</sub>.

Na Figura 6.20 pode observar-se a contribuição de cada um dos processos associados ao cenário 3, no que concerne às emissões para a água e solo.



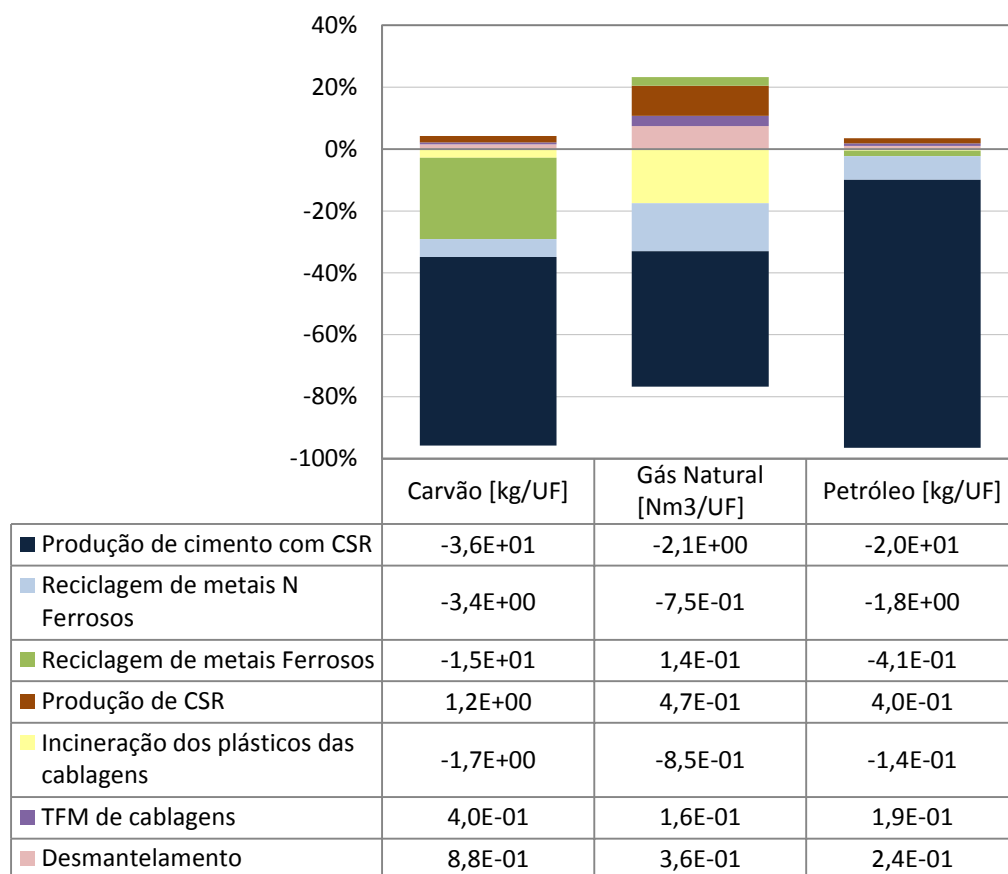
**Figura 6.20** Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na emissão dos poluentes líquidos para a água e/ou solo selecionados neste estudo.

A produção de CSR é a principal fonte emissora de N<sub>total</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para as linhas de água e solo. As restantes fontes destes poluentes residem essencialmente no processo de desmantelamento e, em menor porção, no TFM das cablagens.

As emissões de CQO,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{P}_{\text{total}}$ , advêm maioritariamente da incineração do plástico das cablagens. Porém, o processo de desmantelamento, o TFM das cablagens e a produção de CSR, apresentam uma contribuição que não deve ser menosprezada. Por outro lado, a recuperação de energia no processo de incineração dos plásticos das cablagens consegue créditos nas emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{N}_{\text{total}}$  e  $\text{NO}_3^-$ .

A reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos, bem como a queima de CSR na produção de cimento, trazem benefícios ao nível de todas as emissões em discussão, à exceção da de  $\text{N}_{\text{total}}$ , para o processo de reciclagem de metais ferrosos. Estas emissões evitadas derivam da conservação de recursos não renováveis.

A Figura 6.21 ilustra a contribuição dos processos associados ao cenário 3, na categoria de impacto depleção de recursos abióticos.



*Figura 6.21 Contribuição relativa, de cada processo associado ao cenário 3, na depleção de recursos abióticos selecionados neste estudo.*

Na Figura 6.21 observa-se que a produção de CSR é a principal responsável pela depleção de recursos, através do consumo de 1,2 kg de carvão, 0,47  $\text{Nm}^3$  de gás natural e 0,40 kg de petróleo. Estes consumos estão associados à produção de eletricidade e aos transportes.



Os valores negativos registados nos processos de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos, na incineração de RFA e na produção de cimento, devem ser interpretados como créditos, provenientes dos processos de valorização material ou energética, os quais correspondem a emissões evitadas ao nível da depleção de recursos. Salienta-se contudo a depleção de gás natural no processo de reciclagem de metais ferrosos, com valor de 0,14 kg/UF.

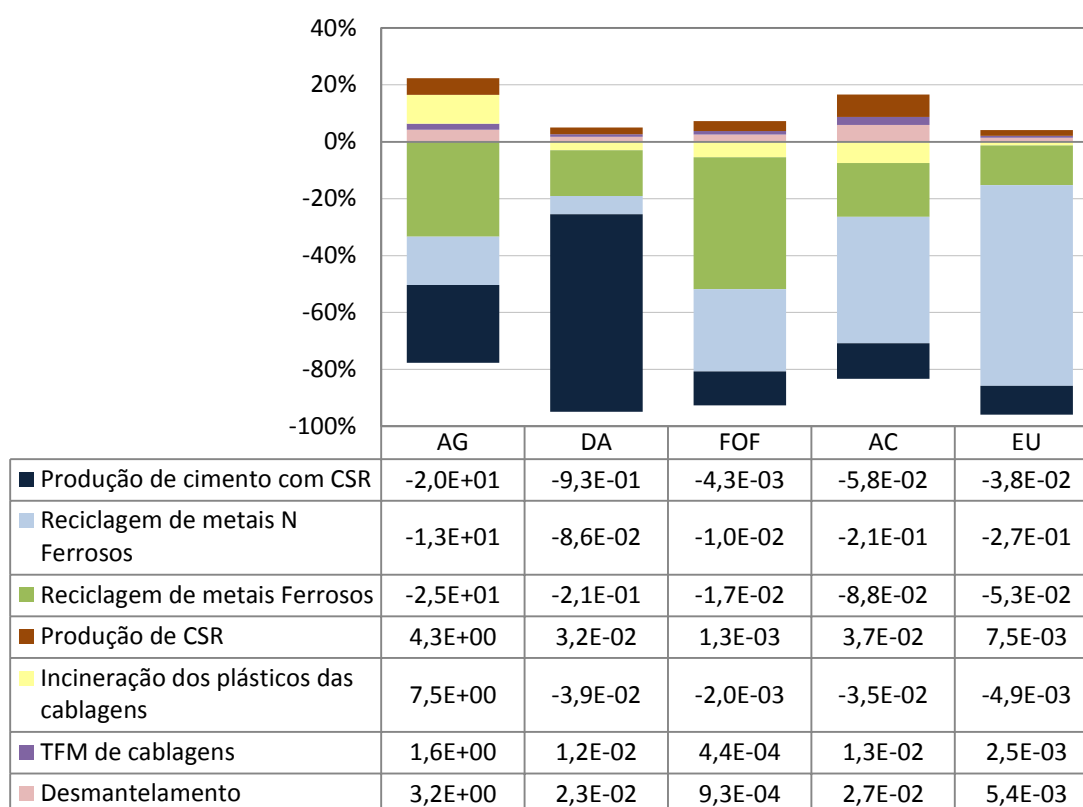
#### 6.4.2 Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida

Na Tabela 6.3 encontram-se resumidos os resultados da avaliação de impactes de cada uma das categorias consideradas neste trabalho e que decorrem do modelo de gestão do cenário 3. A quantidade total de cada impacto resulta da subtração das emissões evitadas às emissões ( $C = A - B$ ).

Tabela 6.3 Impactes totais decorrentes do cenário 3 e seu modelo de cálculo.

		CENÁRIO 3							
		Emissões (A)	Emissões evitadas (B)						Emissões Totais (C) = (A) - (B)
		Incidências ambientais/UF	Produção de cobre	Produção de aço	Produção de alumínio	Produção de eletricidade	Produção de calor	Produção de cimento com substituição de CSR	Impactes/UF
Categoria de impacto		Emissões evitadas/UF							
AG [kg CO <sub>2</sub> eq]	CO <sub>2</sub>	3,8E+01	5,3E+00	3,0E+01	1,4E+01	3,3E+00	4,1E+00	9,7E+00	<b>-4,1E+01</b>
	N <sub>2</sub> O	2,3E-01	2,2E-01	8,3E-02	1,2E-01	2,1E-02	1,2E-02	4,6E-02	
	CH <sub>4</sub>	1,2E+00	2,2E-01	2,5E+00	6,0E-01	1,0E-01	2,6E-01	1,0E+01	
DA [kg Sb eq]	Carvão	1,0E-01	1,3E-02	2,4E-01	5,1E-02	1,3E-02	1,8E-02	4,7E-01	<b>-1,2E+00</b>
	Gás Natural	5,8E-02	1,3E-02	1,8E-02	1,5E-02	8,1E-03	1,2E-02	4,0E-02	
	Petróleo	4,2E-02	1,2E-02	2,0E-02	3,5E-02	4,4E-03	1,8E-03	4,1E-01	
FOF [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq]	CH <sub>4</sub>	2,8E-04	5,3E-05	6,1E-04	1,4E-04	2,5E-05	6,3E-05	2,5E-03	<b>-3,1E-02</b>
	CO	2,2E-03	5,0E-04	1,5E-02	3,8E-03	3,1E-05	7,8E-04	3,6E-04	
	SO <sub>2</sub>	6,1E-03	6,2E-03	3,4E-03	2,7E-03	1,0E-03	5,8E-04	1,4E-03	
PA [kg SO <sub>2</sub> eq]	SO <sub>2</sub>	1,5E-01	1,6E-01	8,6E-02	6,7E-02	2,5E-02	1,4E-02	3,6E-02	<b>-3,1E-01</b>
	NH <sub>3</sub>	6,1E-03	1,5E-02	3,0E-03	6,4E-04	2,1E-04	6,1E-05	4,9E-04	
	NO <sub>x</sub>	4,3E-02	3,0E-02	3,4E-02	1,4E-02	5,0E-03	3,2E-03	2,2E-02	
PE [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq]	NH <sub>3</sub>	1,3E-03	3,3E-03	6,6E-04	1,4E-04	4,7E-05	1,3E-05	1,1E-04	<b>-3,5E-01</b>
	NO <sub>x</sub>	1,1E-02	7,9E-03	8,9E-03	3,8E-03	1,3E-03	8,4E-04	5,8E-03	
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	7,7E-02	2,7E-01	6,2E-02	2,4E-02	3,6E-03	8,6E-03	3,0E-02	
	CQO	3,1E-03	6,7E-04	1,8E-03	1,1E-03	6,9E-05	3,0E-05	1,7E-03	
	N	6,0E-05	1,4E-05	1,3E-05	3,0E-05	1,0E-05	4,5E-07	1,1E-05	
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,5E-03	2,0E-03	1,3E-03	6,2E-04	1,1E-04	2,6E-04	9,2E-04	
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3,8E-05	1,5E-05	4,8E-05	1,0E-05	6,7E-07	4,3E-07	2,2E-05	
	P	1,3E-05	8,7E-06	5,7E-05	3,1E-06	4,1E-07	1,3E-07	1,6E-05	

Os dados da tabela anterior podem ser visualizados graficamente na Figura 6.22.



*Figura 6.22 Contribuição relativa, de cada processo envolvido no cenário 3, para cada uma das cinco categorias de impacto consideradas.*

Analisando a Tabela 6.3 e a Figura 6.22 conclui-se que o cenário 3 é responsável por evitar impactes ao nível de todas as categorias que, através do encaminhamento de algumas frações para reciclagem, bem como da recuperação de energia, evita o consumo de recursos primários.

Os processos que mais contribuem com emissões para as respetivas categorias de impacto são o desmantelamento, a produção de CSR e o TFM das cablagens elétricas. Por sua vez, a incineração do plástico das cablagens é o processo que mais contribui para o potencial de AG, com a emissão de 7,5 kg CO<sub>2</sub> eq, advinda sobretudo da combustão do material.

Segue-se a apresentação e discussão dos resultados da avaliação de cada categoria de impacto, detalhando a contribuição relativa de cada processo, bem como cada parâmetro.

O potencial de AG resultante do cenário 3 é de - 41 kg de CO<sub>2</sub> eq, constituindo por isso um crédito ambiental. A contribuição relativa de cada processo, para esta categoria de impacto, ilustra-se na Figura 6.23.

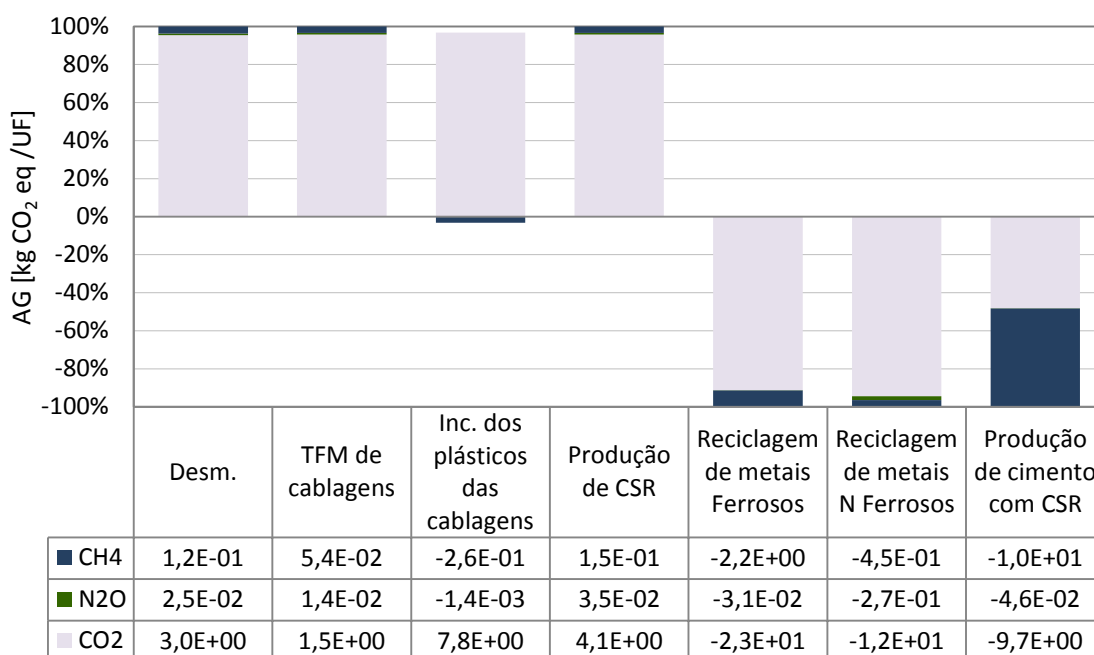


Figura 6.23 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para o Aquecimento Global (AG).

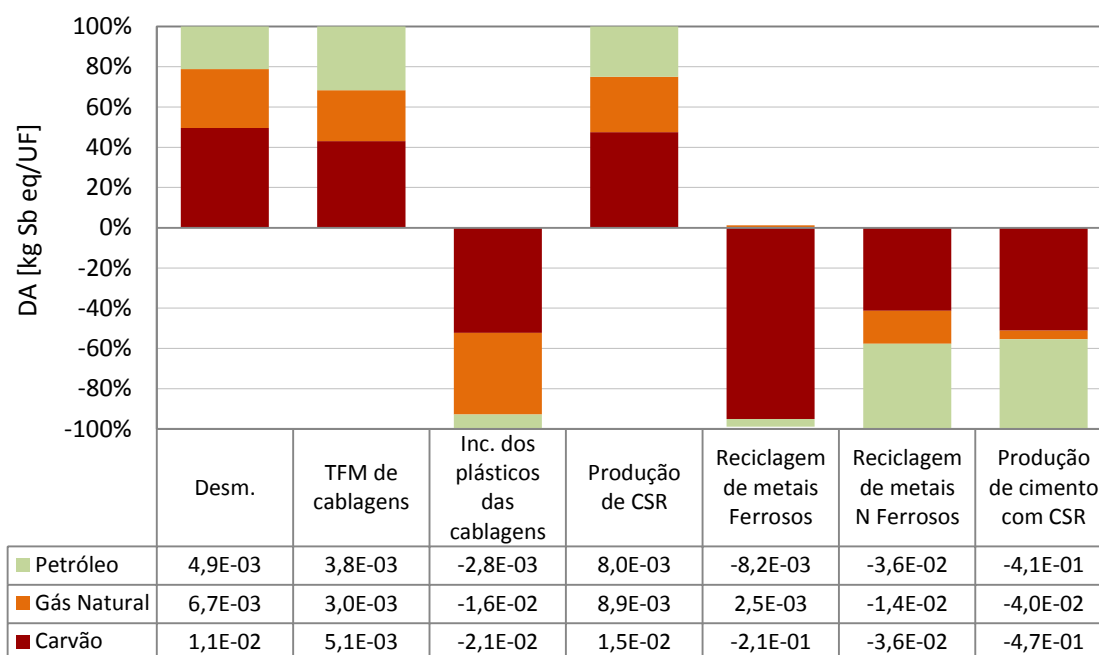
Observando a Figura 6.23, denota-se que a principal contribuição para o potencial de AG do cenário 3 deriva dos processos de incineração dos plásticos das cablagens, apesar do crédito ao nível das emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, proveniente da recuperação de energia.

Com contributo menos acentuado para esta categoria de impacte, tem-se 4,3 kg de CO<sub>2</sub> eq, advindos da produção de CSR, 3,2 kg de CO<sub>2</sub> eq, do desmantelamento e 1,6 kg de CO<sub>2</sub> eq, do TFM das cablagens elétricas. Constata-se ainda que, de um modo geral, as emissões de CO<sub>2</sub> e o CH<sub>4</sub> representam, em conjunto, quase 100% das emissões totais nesta categoria de impacte.

Os processos de reciclagem de metais ferrosos e a reciclagem de metais não ferrosos são responsáveis pelo crédito de 24,8 e 12,6 kg de CO<sub>2</sub> eq, respetivamente. Nestes processos, as emissões de CO<sub>2</sub> são as mais evitadas, representando em ambos os processos, mais de 90% do potencial de AG.

A substituição de 20% de combustíveis de origem fóssil, por CSR no forno de cimento, permite evitar a emissão de 20,3 kg CO<sub>2</sub> eq, que se deve quase na sua totalidade aos gases CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>.

O cenário 3 apresenta um valor de -1,2 kg de Sb eq na depleção de recursos abióticos. A contribuição relativa de cada processo para esta categoria de impacte é apresentada na Figura 6.24.



*Figura 6.24 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a depleção de recursos abióticos (DA).*

Os processos de produção de CSR, o desmantelamento e o TFM das cablagens elétricas são os que mais contribuem para a depleção abiótica, sendo esta contribuição de 0,032, 0,023 e 0,012 kg de Sb eq, respetivamente. Estes valores provêm essencialmente do consumo de carvão.

Os processos de reciclagem de metais ferrosos e a reciclagem de metais não ferrosos possuem um crédito de 0,21 e 0,086 kg de Sb eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões que derivam do consumo de carvão, são as mais relevantes, verificando-se também no processo de reciclagem de metais não ferrosos, semelhantes poupanças do consumo de petróleo.

Com a recuperação de energia no processo de incineração dos plásticos das cablagens é possível evitar 0,039 kg de Sb eq, maioritariamente (93%) devido à poupança de consumo de carvão e gás natural. Por outro lado, a incorporação de CSR no combustível do forno de cimento permite evitar o consumo de 0,9 kg de Sb eq, sendo que 51 % se devem ao carvão, 44 % ao petróleo e os restantes 4 % ao gás natural.

O potencial de FOF do cenário 3 é de -0,031 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq e a contribuição relativa de cada processo, para esta categoria de impacto, pode ser visualizada na Figura 6.25.

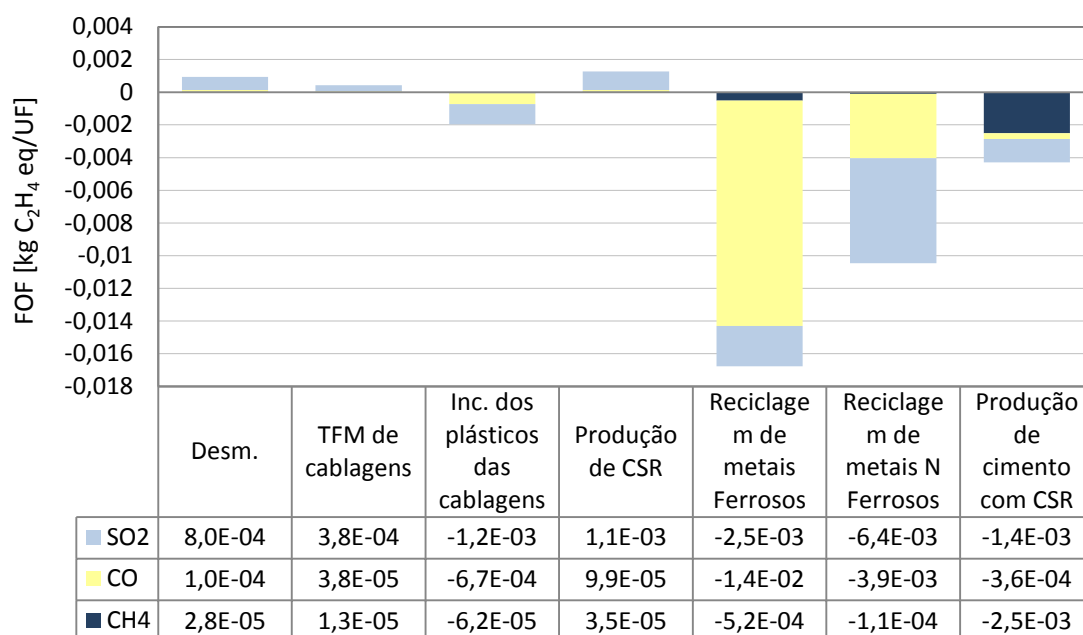


Figura 6.25 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF).

Os processos de produção de CSR, desmantelamento e o TFM das cablagens, são os principais contribuintes para a FOF, com 1,3E-04, 9,3E-04 e 4,3E-04 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, respetivamente, sendo mais de 85% referentes a emissões de SO<sub>2</sub>. Estas emissões, por sua vez, advêm sobretudo da produção de eletricidade e dos transportes.

A reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos consegue créditos nesta categoria de impacto de 0,017, e 0,01 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, respetivamente. Nestes processos, as emissões evitadas de CO e SO<sub>2</sub>, são as mais relevantes, visto que totalizam quase 100% do potencial de FOF total evitado, em cada um dos processos. O mesmo acontece com a incineração do plástico das cablagens que, pela recuperação de energia e calor, permite evitar 0,002 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, principalmente emissões de SO<sub>2</sub>. A produção de cimento usando CSR, permite evitar a emissão de 0,0043 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo 58 % relativas ao CH<sub>4</sub>.

O cenário 3 apresenta um valor de acidificação de - 0,31 kg de SO<sub>2</sub> eq. Na Figura 6.26 pode ser vista a contribuição para o potencial de AC dos processos que constituem o referido cenário.

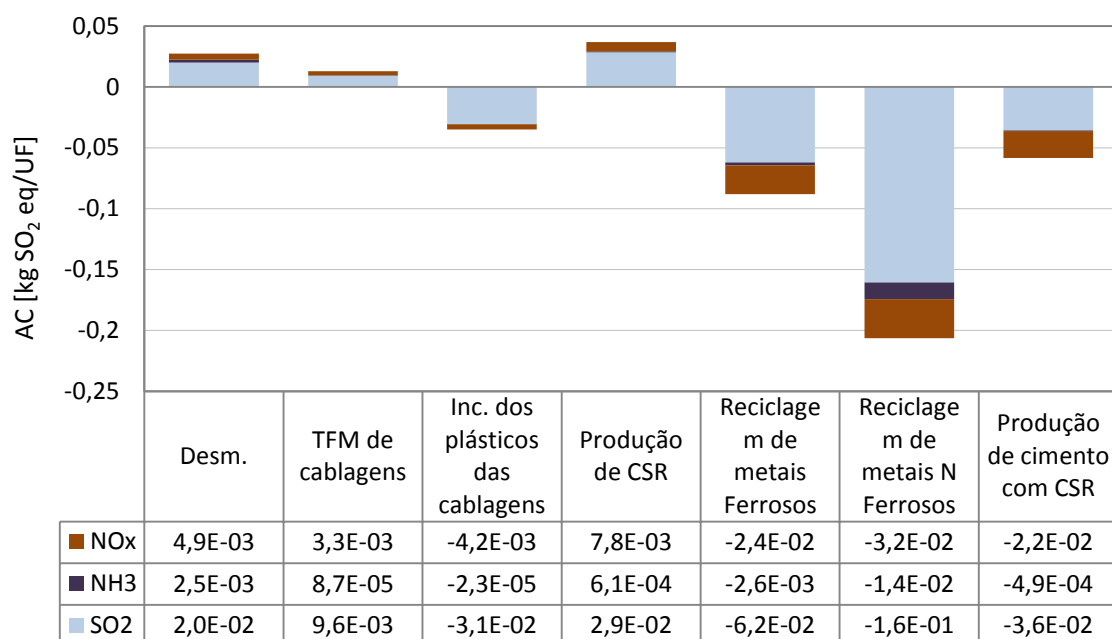


Figura 6.26 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Acidificação (AC).

À semelhança do que se observou nas categorias de impacto de DA e FOF, a produção de CSR, o desmantelamento e o TFM das cablagens elétricas são os processos mais relevantes no potencial de AC, com um contributo de 0,037, 0,027 e 0,013 kg de SO<sub>2</sub> eq, respetivamente. O SO<sub>2</sub> é o principal poluente nesta categoria de impacto.

Na reciclagem de metais ferrosos e reciclagem de metais não ferrosos estão afetos os créditos de 0,088 e 0,21 kg de SO<sub>2</sub> eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões de SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> perfazem a quase totalidade do potencial de AC. O mesmo acontece com a incineração do plástico das cablagens que, pela recuperação de energia, evita cerca de 0,035 kg de SO<sub>2</sub> eq. Por outro lado, a produção de cimento permite evitar a emissão de 0,058 kg de SO<sub>2</sub> eq, sendo que 61% se deve às emissões evitadas de SO<sub>2</sub>.

Passando a análise à categoria de eutrofização, esta assume um valor de -0,35 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq. Na Figura 6.27 encontra-se em detalhe a contribuição de cada processo, para a referida categoria de impacto.

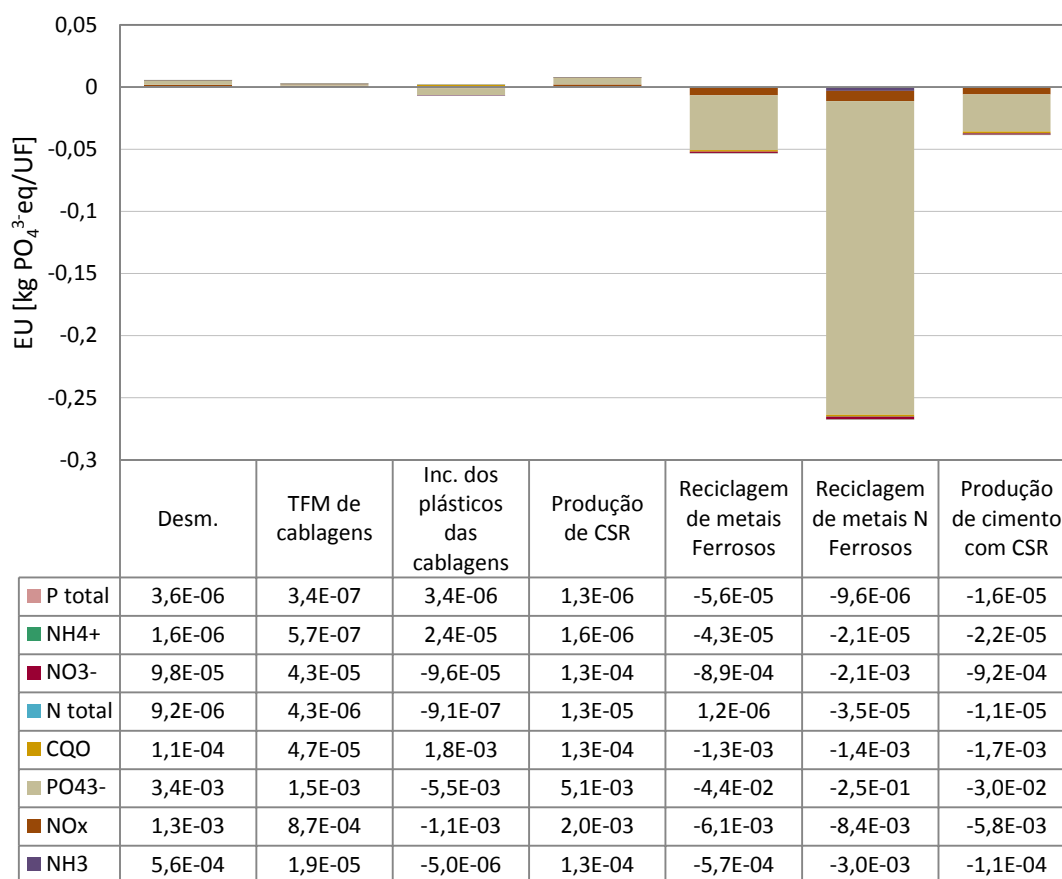


Figura 6.27 Contribuição de cada processo pertencente ao cenário 3, para a Eutrofização (EU).

À semelhança do sucedido nas categorias anteriores, à exceção da categoria de AG, a produção de CSR, o desmantelamento e o TFM das cablagens elétricas, são os processos preponderantes no potencial de EU, com contributos de 0,008, 0,005 e 0,0025 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, respetivamente. Pela análise gráfica, facilmente se constata que estas contribuições provêm fundamentalmente de emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$ .

A reciclagem de metais ferrosos e não ferrosos é responsável por evitar 0,053 kg e 0,27 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, respetivamente. Nestes dois processos, as emissões para a água e/ou solo de  $\text{PO}_4^{3-}$ , são as mais evitadas, uma vez que representam mais de 80 % do potencial de EU total, em cada um dos processos. O mesmo se verifica na incineração do plástico das cablagens que possui um crédito de 0,005 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq. Finalmente, a substituição parcial de combustíveis de origem fóssil por CSR no fabrico de cimento, permite também evitar a emissão de 0,038 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, sendo que 78% se deve às emissões evitadas de fosfato.

## 6.5 Análise comparativa dos cenários de gestão

A Tabela 6.4 sumaria informação, previamente fornecida, referente a cada cenário, nomeadamente quantidades de material, energia recuperada e resíduos depositados em aterro.

*Tabela 6.4 Quantidades de material e energia recuperadas e quantidade de RFA depositada em aterro apuradas em cada cenário.*

Cenários	Material recuperado	Energia recuperada	Aterro
1	21,2 kg de metais	-	78,8 kg de RFA
2	21,2 kg de metais	55,7 kWh de energia elétrica e 407,7 MJ de energia térmica	6,3 kg de escórias 0,9 kg de cinzas volantes e lamas de depuração
3	25,1 kg de metais	5,6 kWh de energia elétrica e 1398,6 MJ de energia térmica	0,43 kg de escórias 0,12 kg de cinzas volantes e lamas de depuração

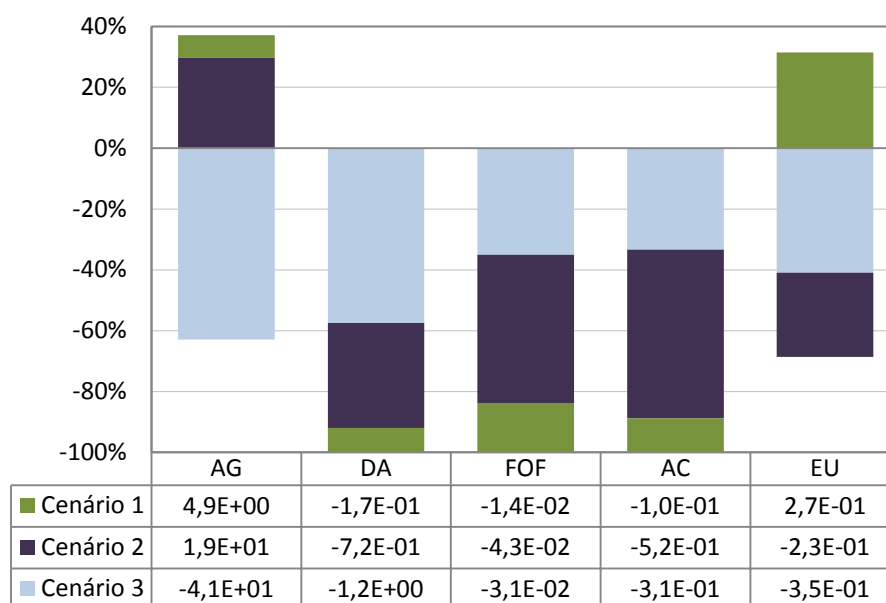
Em suma, verifica-se que uma das grandes diferenças existentes nos diferentes cenários deve-se à quantidade adicional de 3,9 kg de material recuperado destinado à reciclagem, que o cenário 3 apresenta, comparativamente com os outros dois cenários.

Uma outra diferença notória é a energia recuperada pelos cenários 2 e 3. No entanto, o cenário 2 apresenta uma quantidade de energia elétrica recuperada dez vezes superior ao cenário 3, pelo simples facto de considerar uma maior quantidade de resíduos enviados para incineração, com recuperação de energia. No entanto, o cenário 3 ganha vantagem em relação à recuperação de energia térmica, devido essencialmente ao CSR introduzido na cimenteira e que permite a recuperação de 1358 MJ.

Por último, são também evidentes as diferenças existentes na quantidade de resíduos destinados a aterro. Verifica-se pois, que o cenário 1 exibe uma quantidade de material depositado, mais de dez vezes superior relativamente ao cenário 2. Por sua vez, o cenário 2 apresenta uma quantidade de material depositado em aterro, quase oito vezes superior ao do cenário 3.

Após a análise detalhada da contribuição relativa de cada um dos processos e de cada parâmetro individual, em cada uma das categorias de impacte, segue-se uma análise comparativa dos impactes ambientais de cada um dos cenários de gestão de VFV em estudo. Na Figura 6.28 encontram-se representados os impactes ambientais do cenário 1, 2 e 3.





**Figura 6.28** Avaliação de impactes ambientais de cada um dos cenários de gestão de VFV propostos neste trabalho.

Pela análise da figura anterior verifica-se que, no cenário 1, não foi observado qualquer crédito nas categorias de AG e EU, mas sim uma contribuição no valor de 4,9 kg de CO<sub>2</sub> eq/UF e 0,27 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/UF, respetivamente. Estas emissões devem-se, principalmente, à deposição de RFA em aterro.

No cenário 2, em que é considerada a incineração dos RFA ao invés de deposição em aterro (como no cenário 1), verificam-se créditos ambientais devidos igualmente à mesma quantidade de reciclagem dos metais ferrosos e não ferrosos e aos benefícios da recuperação de energia. No entanto, este cenário, quando comparado com os cenários 1 e 3, é aquele que apresenta maior potencial de AG, com valor de 19 kg de CO<sub>2</sub> eq/UF, sobretudo devido às emissões de CO<sub>2</sub> resultantes da oxidação térmica dos materiais poliméricos da fração de RFA.

O cenário 3 é o único em que se observam créditos ambientais (- 41,1 kg de CO<sub>2</sub> eq/UF), não potencial de aquecimento global, justificados pela substituição de combustíveis fósseis por CSR, na indústria cimenteira. Este processo contribui para a conservação de recursos não renováveis, evitando assim a queima de combustíveis fósseis e a emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

Relativamente ao potencial de FOF e AC, verifica-se que os três cenários apresentam créditos semelhantes, com valores dentro da mesma ordem de grandeza. Porém, no potencial de DA os maiores créditos ambientais encontram-se associados ao cenário 3 (1,2 kg Sb eq/UF), devido ao uso de CSR na indústria cimenteira, como parcial substituto dos habituais combustíveis. Com menores créditos tem-se o cenário 2, com 0,72 kg Sb

eq/UF, seguindo-se o cenário 1 com 0,17 kg Sb eq/UF, na categoria de depleção de recursos abióticos.

A melhoria do desempenho ambiental parece ser assegurada pelo cenário 3, que inclui o desmantelamento adicional de componentes e/ou materiais automóveis para reciclagem e a produção de CSR, que é posteriormente enviado como combustível substituto na indústria cimenteira.

## 6.6 Análise de sensibilidade

De acordo com a norma ISO 14040 (2006a), a etapa de interpretação de resultados de um estudo de ACV prevê uma análise de sensibilidade. Este tipo de análise é utilizado para estimar os efeitos das escolhas efetuadas, em relação aos métodos e dados, no resultado de um estudo.

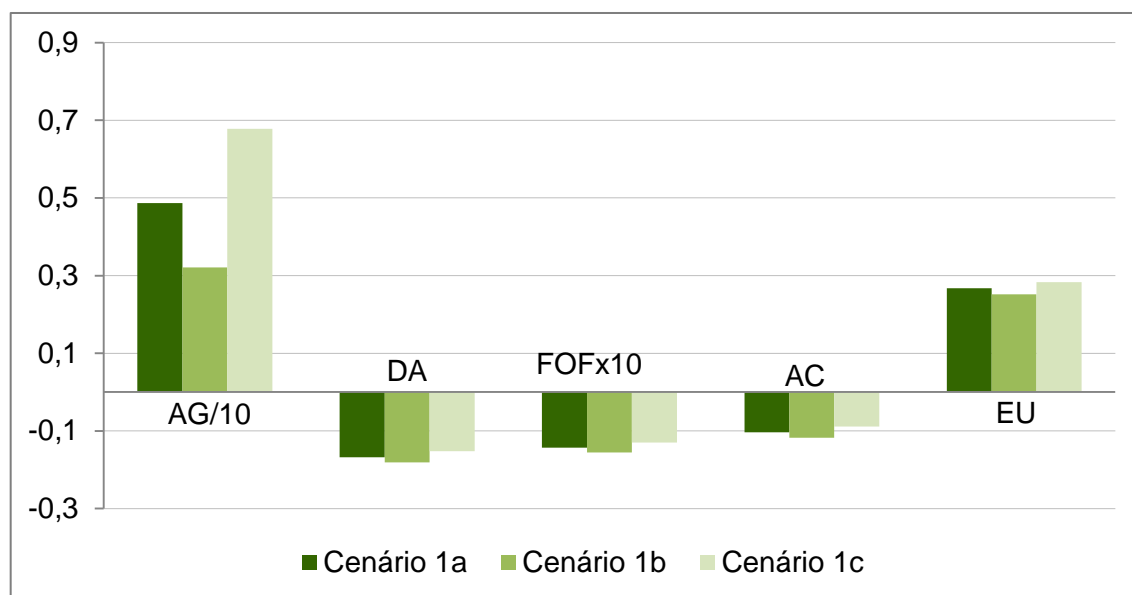
Neste estudo, foi realizada uma análise de sensibilidade aos parâmetros de inventário que apresentam maior incerteza: (i) eficiência de separação do processo de fragmentação nos cenários 1 e 2 e (ii) percentagem de substituição de CSR na cimenteira.

De acordo com a literatura, neste estudo considerou-se uma eficiência de separação de metais ferrosos, cobre e alumínio de 96%, 39% e 60%, respetivamente. Por outro lado, considerou-se que a percentagem de substituição de CSR (energia térmica) em fornos de cimento é de 20%, uma vez que esta varia entre 15-30%. Tendo este cenário como referência (cenário a), foram considerados dois cenários alternativos (cenário b e cenário c), utilizando uma gama de variação de 5% das respetivas eficiências de separação ou substituição de CSR (vide Tabela 6.5).

*Tabela 6.5 Cenários e parâmetros de inventário sujeitos à análise de sensibilidade.*

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
<b>a</b>	Separação de metais Fe - 96%	Separação de metais Fe - 96%	
	Separação de Cu - 39%	Separação de Cu - 39%	Substituição de 20% CSR
	Separação de Al - 60%	Separação de Al - 60%	
<b>b</b>	Separação de metais Fe - 100%	Separação de metais Fe - 100%	
	Separação de Cu - 44%	Separação de Cu - 44%	Substituição de 25% de CSR
	Separação de Al - 65%	Separação de Al - 65%	
<b>c</b>	Separação de metais Fe - 91%	Separação de metais Fe - 91%	
	Separação de Cu - 34%	Separação de Cu - 34%	Substituição de 15% de CSR
	Separação de Al - 55%	Separação de Al - 55%	

Tendo em conta as incertezas anteriores, foi avaliada a influência de cada cenário nas diferentes categorias de impacto. Os resultados obtidos encontram-se na Figura 6.29, Figura 6.30 e Figura 6.31.

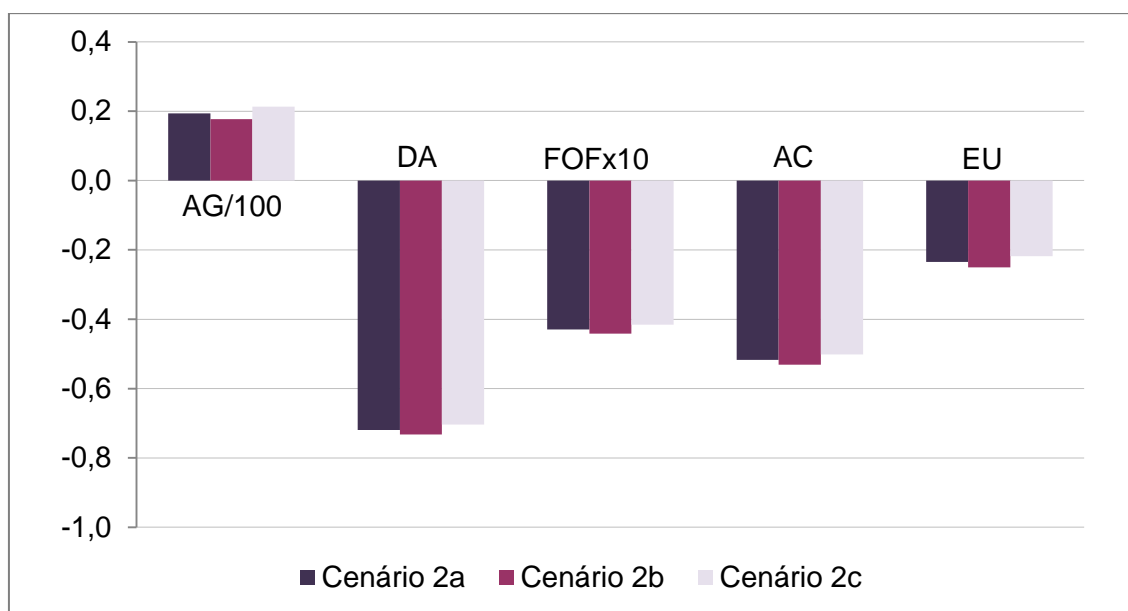


*Figura 6.29 Análise de sensibilidade ao cenário 1 utilizando uma gama de variação de 5% na eficiência de separação do processo de fragmentação.*

Pela análise da Figura 6.29 observa-se que a variação da eficiência de separação do processo de fragmentação tem uma influência notória, principalmente na categoria de AG, onde os cenários 1b e 1c variam cerca de 34 % e 39%, respetivamente, relativamente ao cenário de referência 1a. As menores diferenças entre os cenários 1b e 1c e o de referência ocorrem na categoria de impacto eutrofização, com um valor de 6%.

Conclui-se que o aumento da eficiência de separação na fragmentação é determinante na redução de todos os impactes ambientais avaliados. Por sua vez, a diminuição da eficiência de separação tem como consequências, a deposição de uma maior quantidade de RFA em aterro e, naturalmente, as emissões atmosféricas e líquidas sofrerão um incremento.

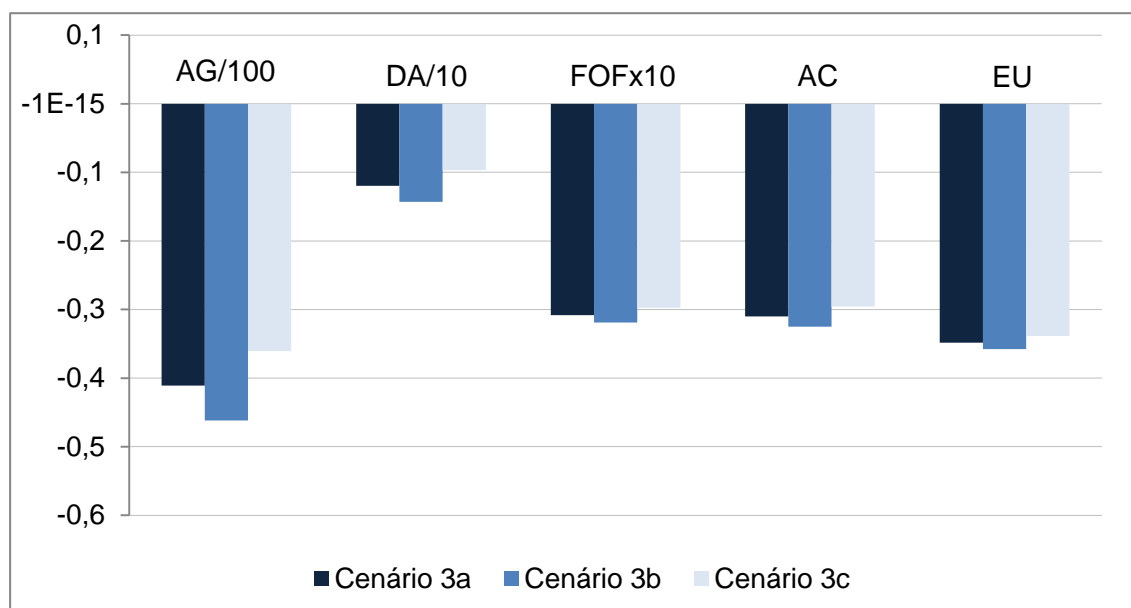
O mesmo acontece no cenário 2 com a variação da eficiência de separação do processo de fragmentação. No entanto, neste caso, esta variação não influencia significativamente os resultados finais da ACV do sistema de gestão deste cenário, tal como se comprova na Figura 6.30.



*Figura 6.30 Análise de sensibilidade ao cenário 2 utilizando uma gama de variação de 5% na eficiência de separação do processo de fragmentação.*

Comparativamente ao cenário de referência 2a, o cenário 2b apresenta a maior variação (8,7%) na categoria de AG e a menor (1,8%) na DA. O cenário 2c apresenta variações em termos percentuais relativamente superiores, sendo que a menor variação, de cerca de 2,2%, diz respeito à DA e a maior variação (10%) ao AG.

Por último, procedendo à análise de sensibilidade equacionada para o cenário 3, em que se utiliza uma gama de variações de 5% na substituição de CSR na cimenteira, verifica-se que, neste caso, esta tem uma influência notória (vide Figura 6.31).

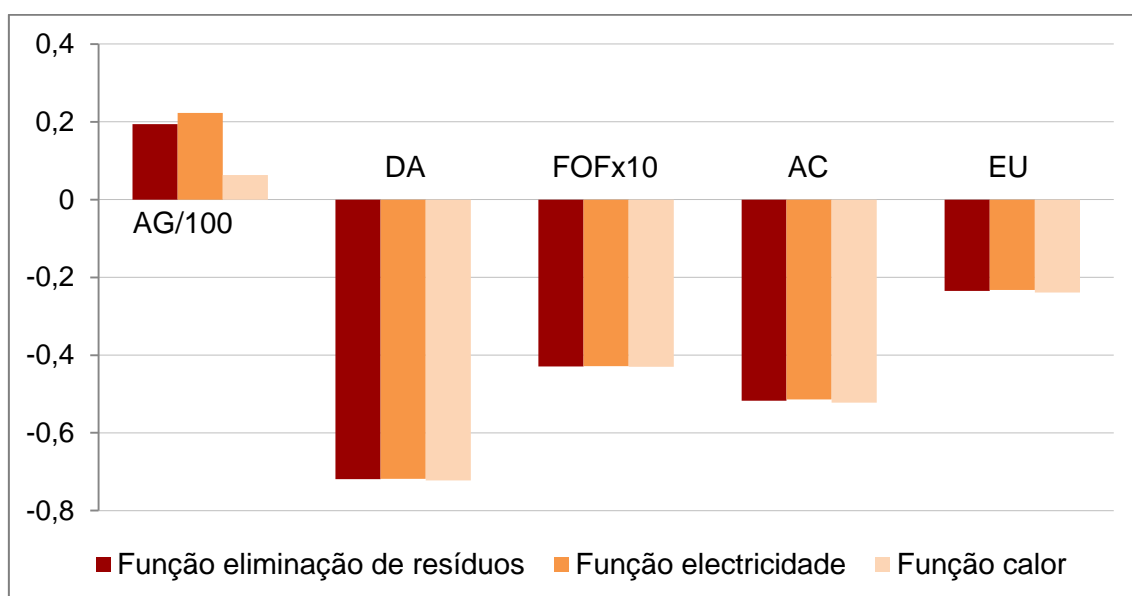


*Figura 6.31 Análise de sensibilidade ao cenário 3 utilizando uma gama de variação de 5% na substituição de CSR numa unidade cimenteira.*

Os cenários 3b e 3c, comparativamente ao cenário de referência (cenário 3a), apresentam a maior variação (19,3 %) na categoria de DA e a menor (3%) na EU. Porém, observa-se que o aumento da percentagem de substituição de combustíveis fósseis por CSR conduz a uma redução de todos os impactes ambientais avaliados. Em contrapartida, a diminuição da percentagem de substituição de CSR tem como consequências, o maior consumo de recursos e, naturalmente, as emissões atmosféricas e líquidas sofrerão um incremento.

De acordo com o referido na subsecção 5.2.2.6, no cenário 2 foram simulados diferentes tipos de critérios de alocação segundo Doka (2009): “função eliminação”, “função eletricidade” e “função calor”. Na Figura 6.32 encontram-se representados os impactes ambientais totais deste cenário, para estes diferentes critérios de alocação, relativos à incineração com recuperação de energia.

Note-se que o cenário 2 de referência corresponde ao critério de alocação “função de eliminação de resíduos”.



*Figura 6.32 Avaliação de impactes ambientais do cenário 2 para diferentes critérios de alocação relativos à incineração com recuperação de energia.*

Pela análise da Figura 6.32, observa-se que, caso tivesse sido selecionada uma alocação baseada noutro critério (função eletricidade ou função calor), os resultados da ACV do cenário 2 teriam sido idênticos, à exceção da categoria AG. Nesta categoria, a função eletricidade e função calor variam cerca de 15 % e 68% respetivamente, relativamente ao cenário de referência “função eliminação de resíduos”.

## 6.7 Taxas de reciclagem e valorização

Para uma análise dos resultados mais fundamentada, na Tabela 6.6 encontram-se compiladas as taxas de reciclagem e valorização resultantes de cada cenário de gestão proposto no presente estudo, de acordo com os procedimentos de cálculo da DS/ISO 22628.

Para uma melhor compreensão, foi assumida uma taxa de reciclagem e valorização de 84,2% e 88,3%, respetivamente, sendo estes o ponto de partida para calcular as percentagens de recuperação para cada cenário. Estes valores referem-se à situação média portuguesa de processamento de VFV, registada na rede Valorcar, no ano de 2010. As taxas resultam das etapas de recuperação de materiais que normalmente ocorrem na fase de despoluição, desmantelamento e fragmentação (Valorcar, 2011a). Deste modo, foi considerado que no cenário 1 (base), os materiais recuperados na fragmentação, pertencentes à UF de estudo, se integram na atual taxa de reciclagem e a fração resultante na taxa atual de deposição em aterro (11,7 %).

*Tabela 6.6 Taxas de reciclagem e valorização alcançadas nos cenários de estudo.*

Cenários	TAXA [%]	
	Reciclagem	Valorização
Cenário 1	84,2	88,3
Cenário 2	84,2	95,5
Cenário 3	84,6	96,1
<b>Taxas impostas pela Diretiva 2000/53/CE para o ano 2015</b>	<b>85,0</b>	<b>95,0</b>

De acordo com a Tabela 6.6, verifica-se que os cenários não permitem que os Estados-Membros alcancem os objetivos definidos na Diretiva VFV para o ano 2015, no que concerne à taxa de reciclagem, embora os valores se aproximem. No entanto, os cenários 2 e 3 atingem e ultrapassam mesmo a meta de valorização fixada.

Por outro lado, esta análise valida o facto da desmontagem mais extensa de veículos na etapa de desmantelamento, contribuir para que as metas europeias de reciclagem e valorização de VFV sejam alcançáveis.

## 6.8 Custos variáveis associados à proposta de desmantelamento

A modelação do processo de desmantelamento de um componente automóvel, nomeadamente a quantificação do lucro/prejuízo obtido pelo desmantelador, ao realizar

uma dada sequência de desmontagem, requer a caracterização da estrutura de custos e proveitos de um operador do ramo.

Os custos não diretamente associados às características das peças e/ou componentes, tais como os derivados dos investimentos em instalações e equipamentos, são alocados à hora de mão-de-obra do desmantelador.

Segundo Amaral (2005), considerando um operador com uma capacidade de 3800 VFV/ano, podem estimar-se os seus custos, não diretamente associados às características das peças e/ou componentes, em 26 €/h (ver custos e parâmetros técnicos considerados para a sua quantificação na tabela do Anexo III).

Com base nos resultados obtidos nos ensaios de desmantelamento (vide Tabela 3.1), verificou-se que o tempo total médio estimado para a desmontagem da totalidade dos materiais e/ou componentes num veículo ligeiro é de 95,7 min. Assim sendo, constata-se que os custos associados ao desmantelamento de 100 kg VFV são de aproximadamente 41 €.

A estimativa dos custos associados à remoção dos componentes e/ou materiais propostos e respetivo envio para valorização material, requer a caracterização dos custos e proveitos associados a cada destino. Na Tabela 6.7 são apresentados valores, para os materiais VFV, que constam na proposta de desmantelamento, como sejam: as cablagens elétricas e os restantes materiais compostos por espumas, plásticos, têxteis, borrachas, painel de instrumentos e assentos automóveis, enviados para produção de CSR.

*Tabela 6.7 Custos e/ou proveitos associados ao encaminhamento de materiais desmantelados.*

<b>Materiais desmantelados</b>	<b>Destino</b>	<b>Custo/Proveito [€/t]</b>
<b>11 kg de cabos elétricos (cablagens)</b>	Reciclagem	2 000
<b>89 kg de outros resíduos</b>	Produção de CSR	Custo zero

*Nota: Em qualquer caso o transporte fica a cargo do cliente.*

A aplicação do valor atribuído ao conjunto de materiais removidos permite identificar uma quantia que seria hipoteticamente recebida pela remoção dos materiais indicados, no valor de 22 €.

Posto isto, verifica-se que a aposta na estratégia de desmantelamento em estudo tem um custo no valor 19 €/UF.

Deve no entanto salientar-se que os custos de desmantelamento apresentam uma forte dependência dos tempos de remoção. Por exemplo, um aumento da produtividade em 25% (desenvolvimento de novo e melhor equipamento e adopção de melhores técnicas de desmantelamento, através da sistematização de procedimentos), nos tempos de remoção do grupo de materiais considerado, conduziria a uma diminuição do custo de desmantelamento de 41 €/UF para cerca de 31 €/UF. Isto significaria que, com o proveito adquirido do envio das cablagens elétricas para reciclagem, o custo de desmantelamento efetivo seria reduzido para 9 €/UF.



## 7 Conclusões e propostas de trabalho futuro

Neste capítulo são apresentadas as principais conclusões e propostas para as atividades a realizar em trabalho futuro.

### 7.1 Conclusões

Para Portugal, que fixou as suas metas de valorização nos 95% do peso do veículo, permitindo apenas um nível máximo de 5% para deposição em aterro, é comumente aceite que estas só serão alcançáveis com o desenvolvimento de novas tecnologias de separação e reciclagem de RFA ou, alternativamente, maiores índices de desmantelamento de componentes, ao nível do desmantelador.

Centrando-se na aposta de uma desmontagem mais extensa de veículos na etapa de desmantelamento, foi levada a cabo uma experiência de campo numa unidade empresarial de receção e desmantelamento de VFV, acreditada pela Valorcar - CaetanoLyrsa, S.A. - de modo a possibilitar a compreensão das práticas envolvidas no processo de desmantelamento e, por conseguinte, a seleção e realização de ensaios de remoção de alguns materiais e/ou componentes suplementares (100 kg VFV), com potencial de reciclagem/valorização.

Neste estudo, foi feita uma avaliação comparada de três cenários de gestão dos resíduos VFV selecionados, com o objetivo de propor alternativas à sua gestão atual, em termos de benefícios resultantes da conservação de recursos não renováveis e redução da quantidade de resíduos a enviar para aterro:

- **Cenário 1 (cenário base)** - tem como referência a situação atual do destino dos resíduos em estudo, isto é, o envio para o processo de fragmentação, no qual existe recuperação de certos metais ferrosos e não ferrosos e envio da fração restante, denominada RFA, para aterro;
- **Cenário 2** - difere do cenário base, considerando a incineração dos RFA com recuperação de energia, ao invés da deposição em aterro;
- **Cenário 3** - desmantelamento adicional dos componentes e/ou materiais automóveis selecionados, assumindo a reciclagem de certos materiais e, para os que não possuem valor comercial (por exemplo: têxteis, plásticos, borracha, etc.), considerou-se o seu tratamento e processamento de forma a serem encaminhados como CSR para a indústria cimenteira.

A fim de comparar e avaliar o desempenho ambiental dos três cenários de gestão de VFV analisados, foi aplicada a metodologia de ACV.

Neste estudo foram identificadas e quantificadas as emissões atmosféricas e líquidas de cada um dos cenários, sendo posteriormente efetuada a avaliação do potencial impacte ambiental para cada uma das categorias consideradas: Aquecimento Global (AG), Depleção Abiótica (DA), Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF), Acidificação (AC) e Eutrofização (EU).

Os resultados demonstram que a utilização eficiente de recursos, através da reciclagem de materiais eliminados ou da respetiva utilização como fontes de energia, diminui o impacte sobre o ambiente, devido à exaustão dos recursos naturais e à potencial poluição relativa à eliminação em aterros. Além disso:

- i. O cenário 1 (cenário base), apesar de uma certa quantidade de materiais serem recuperados, é o pior do ponto de vista ambiental, devido aos impactes diretos da deposição dos RFA em aterro, o que resulta numa perda líquida de material. Não foi assim observado qualquer benefício para as categorias de impacte de aquecimento global e eutrofização;
- ii. O cenário 2, que considera a incineração dos RFA, tem um impacte significativo na categoria de aquecimento global, devido às emissões provenientes da oxidação térmica dos materiais poliméricos existentes na fração de RFA. Por outro lado, permite uma redução dos impactes ambientais relacionados com a deposição de plásticos em aterro e outros benefícios relacionados com a recuperação de energia, como a redução do volume de resíduos e destruição de poluentes orgânicos. Apesar da vantagem decorrente da possibilidade de operar em co-combustão com RSU (não se observam diferenças à taxa de 5%), a incineração de RFA não deve ser entendida, a longo prazo, como uma alternativa ao aterro, uma vez que esta estratégia de fim de vida não permite alcançar a meta de reciclagem europeia, de 85%;
- iii. A melhoria do desempenho ambiental parece ser assegurada pelo cenário 3, que inclui o desmantelamento adicional de componentes e/ou materiais automóveis, a reciclagem, a produção de CSR e encaminhamento destes, como combustíveis substitutos, para a indústria cimenteira.

A desmontagem mais extensa de veículos na etapa de desmantelamento contribuirá, não apenas para um processo geral ambientalmente mais correto em relação às práticas atuais, mas também para atingir as metas europeias de reciclagem e valorização de VFV.

Adotando o cenário 3, seria possível aumentar a taxa atual de valorização em 7,8 pontos percentuais. No entanto, para responder positivamente aos requisitos da Diretiva, é exigido um aumento dos custos de operação em 19 € por VFV processado.

Deste modo, o dismantelador para ser incentivado a efetuar este tipo de operações, tem que ser compensado pelo aumento de custos associados. Isto poderá ser possível com a criação de redes de empresas recicladoras, a atribuição de prémios à utilização de materiais reciclados, a incidência de taxas sobre os materiais virgens, ou o pagamento de valores pecuniários aos operadores de reciclagem, de maneira a que o valor comercial dos materiais secundários aumente. O sistema pode ser financiado por uma parte do imposto da matrícula ou por uma taxa paga aquando da compra de um veículo novo.

Importa reter ainda que o aumento do dismantelamento, além de ter como principal vantagem a poupança de matérias-primas virgens, também apresenta vantagens a nível social e económico, uma vez que cria postos de trabalho diretos e indiretos.

Para finalizar, importa alertar as limitações que este estudo de ACV comporta:

- É uma metodologia de informação intensiva. Nem sempre há acesso a toda a informação de processos associados ao ciclo de vida. Como tal, a informação deste estudo não foi exceção e foi recolhida de uma variedade de fontes, que incluíram bases de dados, livros e artigos científicos, estudos de ACV, etc., o que acarretou uma variação acentuada na qualidade de informação;
- Considera apenas o critério ecológico, isto é, não entra em conta com os aspetos económicos e sociais;
- É uma metodologia que está constantemente em evolução e, como tal, diferentes abordagens do problema podem resultar em resultados diferentes;
- Os resultados de uma ACV que enfoca questões globais ou regionais podem não ser apropriados para aplicações locais, ou seja, a realidade local muitas vezes é diferente da global.

Apesar destas limitações, recomenda-se o uso dos resultados obtidos para a finalidade essencial, de forma a poder identificar as principais oportunidades de melhoria do desempenho ambiental do ciclo de vida da gestão de VFV.

## 7.2 Propostas de atividades a realizar no futuro

Dada a importância da área em estudo, sugerem-se algumas atividades futuras:

- Avaliar, com base em métodos conhecidos e divulgados, a incerteza associada aos resultados obtidos, bem como a contribuição para a incerteza de cada parâmetro considerado nas metodologias de cálculo;
- Dado que a existência de outros processos conducentes a melhorias ambientais não está excluída, no seguimento do presente trabalho, recomenda-se uma extensão do âmbito do mesmo e introdução de novos cenários, servindo de exemplo, a aplicação de outras gamas de tecnologias disponíveis atualmente, para o processamento dos resíduos de fragmentação;
- Incentivar o desenvolvimento de novas técnicas de valorização de resíduos, tais como aquelas destinadas a uma separação mais eficiente de materiais como plásticos e metais;
- Desenvolver novos equipamentos/ferramentas que permitam uma maior eficiência nos processos de desmantelamento;
- Investir no conceito *eco-design*, de forma a que a indústria automóvel utilize, cada vez mais, matérias-primas passíveis de valorização no fim de vida e, simultaneamente, torne os procedimentos de desmantelamento mais eficientes.

## Referências

### I. Referências bibliográficas

- Althaus, H.J., Chudacoff, M., Hischer R., Jungbluth, N., Osses, M., Primas, A., 2007, *Life cycle inventories of chemicals*, in: E. Dubendorf (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Swiss
- Amaral, J., 2005, Desenvolvimento de uma metodologia de Ecodesign: aplicação ao automóvel, Tese de Doutoramento, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa
- Ando, G., Steiner, C., Selinger, A., Shin, K., 2002, Automobile Shredder Residue Treatment in Japan – Experience of 95'000 t ASR Recycling and Recovery Available for Europe through TwinRec, International Automobile Recycling Congress, March 13 - 15, Geneva, Switzerland
- APME (Association of plastics manufacturers in Europe), 1999, Plastics: a material of choice for the automotive industry, APME
- Assies, J., 1992, State of Art, Life-Cycle Assessment, (pp.1-20), Leiden, Netherlands: SETAC Europe
- Borgne, R., Feillard, P., 2001, End-of-Life of a Polypropylene Bumper Skin, PSA Peugeot-Citroen, Division of Research and Automobile Innovation, Chemin de la Malmaison F-91 570 Bievres, France
- Boughton, B., Horvath, A., 2006, Environmental assessment of shredder residue management, *Resour Conservat Recycl* 47:1–25
- Boughton, B., 2007, Evaluation of Shredder Residue as Cement Manufacturing Feedstock, *Resources, Conservation and Recycling*, 51, 621– 642
- CE, 2004, Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu – Política integrada de produtos, Desenvolvimento de uma reflexão ambiental centrada no ciclo de vida
- CEC – Commission of the European Communities, 2007, Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the Targets Contained in Article 7(2)(B) of Directive 2000/53/EC on End-of-Life Vehicle, SEC (2007) 14, Brussels
- Choi, B.C., Shin, H.S., Lee, S.Y., Hur, T., 2006, Life cycle assessment of a personal computer and its effective recycling rate, *Int J Life Cycle Assess* 11(2):122–128
- Ciacchi, L., Morselli, L., Passarini, F., Santini, A., Vassura, I., 2010, A comparison among different automotive shredder residue treatment processes, *Int J Life Cycle Assess* 15:896–906, DOI 10.1007/s11367-010-0222-1

- Classen, M., Althaus, H.J., Blaser, S., Tuchschnid, M., Jungbluth, N., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Scharnhorst, W., 2009, Life Cycle Inventories of Metals, Final report ecoinvent data v2.1, No 10, EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Costa, P., 2006, Estudo da Pirólise de Resíduos Plásticos para Produção de Hidrocarbonetos Líquidos e Gasosos, INETI, Lisboa
- Dalmijn, W.L., De Jong, TPR., 2007, The development of vehicle recycling in Europe: sorting, shredding, and separation, JOM-US 59:52–56
- Derwent, R.G., Jenkin, M.E., Saunders, S.M., 1996, Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions, Atmos. Environ. 30 (2): 181–199
- Derwent, R.G., Jenkin, M.E., Saunders, S.M., Pilling, M.J., 1998, Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmos. Environ. 32 (14–15): 2429–2441
- Dias, P., 2005, Veículos abandonados na via pública: Proposta de alteração dos trâmites processuais na recolha dos VFV abandonados, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Dias, S., 2011, Produção de CDR certificado e Mercado, Waste to Energy, Instituto Superior Técnico, Lisboa
- Doka G., 2009, Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services, ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Ferrão, P., Amaral, J., 2006, Assessing the Economics of Auto Recycling Activities in relation to European Union Directive on End-of-Life Vehicles, Technological Forecasting & Social Change, 73, 277 – 289
- Ferrão, P., Figueiredo, J., 2000 (eds.), A Ecologia Industrial e o Automóvel em Portugal, Oeiras, Portugal, Celta Editora.
- Ferrão, P., Nazareth, P., Amaral, J., 2004, Strategies for meeting EU end-of-life vehicles re-use/recovery targets, Paper accepted for publication in the Journal of Industrial Ecology, MIT Press
- Ferreira, J.V., 2004, Análise de ciclo de vida dos produtos, Gestão Ambiental, Instituto Politécnico Viseu, Viseu
- Freire, M., 2008, Valorização Energética da Fracção Combustível dos Resíduos de Fragmentação Automóvel – Estudo de Cinzas, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa
- Funazaki, A., Taneda, K., Tahara, K., Inaba, A., 2003, Automobile Life Cycle Assessment Issues at End-of-Life and Recycling, Society of Automotive Engineers of Japan Review, 24, 381– 386
-

- GHK/Bios, 2006, A study to examine the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the cost and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive, Final Report to DG Environment, Birmingham, J2232
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Gorée, M., 2001, Life Cycle Assessment: an operational guide to the ISO standards, Centre of Environmental Science, Leiden.
- Harder, M., Fort, O., 2007, A Critical Review of Developments in the Pyrolysis of Automotive Shredder Residue, Journal of Analytical and Applied, Pyrolysis, 79, 387 – 394
- Hardtle G., Marek, K., Bilitewski, B., Gorr, C., 1994, Altautoverwertung, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Sleeswijk, A., 1992, Environmental life cycle assessment of products - Backgrounds and guide LCA in: C. o. E. Science (Ed.), Leiden University, Leiden
- Hischier, R., Classen, M., Lehmann, M., Scharnhorst, W., 2007 Life cycle inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. ecoinvent report No. 18. Empa / Technology & Society Lab, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf
- Horii, M., Lida, S., 2001, Gasification and Dry Distillation of Automobile Shredder Residue (ASR), JSAE Review, 22, 63 – 68
- Huijbregts, M., 1999, Life cycle Impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants, Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA, Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam
- Huisingh, D., 1992, *Workshop Conclusions on Inventory Session*, Life-Cycle Assessment (pp.71-72), Leiden, Netherlands: SETAC-Europe
- IPCC, 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, National Greenhouse Inventories Programme
- ISO, 2006a, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, ISO 14040, International Organization for Standardization, Geneve
- ISO, 2006b, Environmental management - Life cycle assesement - Requirements and guidelines, ISO 14044, International Organization for Standardization, Geneve
- Jenkin, M.E., Hayman G.D., 1999, Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters, Atmos. Environ. 33 (8): 1275–1293
- Jeong, K., Hong, J., Lee, J., Hur, T., 2007, Life Cycle Assessment on End-of-Life Vehicle Treatment System in Korea, J. Ind. Eng. Chem., Vol. 13, No. 4, (2007) 624-630 Department of Materials Chemistry & Engineering, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea

- Jody, B., Daniels, E., Teotia, A., 1996, Recycling of Polymers from Automotive Shredder Residue in Conversion and Utilization of Waste Materials, M. Rashid Khan (Ed.), Taylor & Francis, Washingt, USA, 77- 104, ISBN: 1-56032-382-5
- Jungbluth, N., 2007, Life Cycle Inventories of Energy Systems: Oils, Ecoinvent report nº, EMPA, Swiss Centre for Lyfe Cycle Inventories, Swiss
- Kanari, N., Pineau, P., Shallari, S., 2003, End-of-Life Vehicle Recycling in the European Union, JOM Journal of the Minerals, Metals and Materials Society, Vol. 55, n.º 8, 15 –19
- Kellenberger, D., Althaus, H.J., Jungbluth, N., Künniger, T., Lehmann, M., Thalmann, P., 2007, Life Cycle Inventories of Building Products, Final report ecoinvent Data v2.0 No. 7, EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Kim, J., 2005, Strategy and Development of Recycling Technology for End-of-Life Vehicles (ELVs) in Germany, Journal of the Korean Institute of Resources Recycling, Vol. 14, n.o 3, 16-36 pp.
- Kumar, V., Sutherland, J., 2008, Sustainability of the automotive recycling infrastructure: review of current research and identification of future challenges, International Journal of Sustainable Manufacturing, Vol. 1, n.o 1/2, 145-167
- Ladeira, S., 2002, Modelo Técnico-económico da infra -estrutura nacional de processamento de veículos em fim de vida útil, Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior Técnico, Lisboa
- Mariz, N., 2008, Estudo sumário caracterizador do mercado português de resíduos de fragmentação de materiais metálicos ferrosos e não ferrosos
- Matos, A., Nunes, M.I., 2011, Técnicas de Gestão de Resíduos, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro
- Morselli, L., Santini, A., Passarini, F., Vassura, I., 2010, Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management, Waste Manage, in press, doi:10.1016/j.wasman, 2010.05.017
- Nourreddine, M., 2007, Recycling of Auto Shredder Residue, Journal of Hazardous Materials, A 139, 481–490
- Orsato, R., Hond, F., Clegg, S., 2002, The Political Ecology of Automobile Recycling in Europe, Organization Studies, Vol. 23, n.o 4, 639-665
- Pasel, C., Wanzl, W., 2003, Experimental Investigations on Reactor Scale-Up and Optimization of Product Quality in Pyrolysis of Shredder Waste, Fuel Processing echnology, 80, 47– 67
- Peereboom, E., Kleijn, R., Lemkowitz, S., Lundie, S., 1999, Influence of Inventory Data Sets on Life-Cycle Assessment Results: A Case Study on PVC in Journal of Industrial Ecology, vol 2, nº3, 109-130
- Pongrácz, E., 1998, The environmental effects of packing, Dissertation for the degree of Licenciante in Technology, Tampere University of Technology, Tampere, Finlândia
-



- Puri, P., Compst, P., Pantano, V., 2009, Life cycle assessment of Australian automotive door skins, *Int J Life Cycle Assess* 14:420–428
- Rosa, J., 2009, *Gestão de Veículos em Fim de Vida: Do Contexto Internacional à Realidade Portuguesa*, Lisboa
- Rosetti, V., Palma, L., Medici, F., 2006, Production of Aggregate from Non-Metalic Automotive Shredder Residues, *Journal of Hazardous Materials B* 137, 1089 – 1095
- Roy, C., Chaala, A., 2001, Vacuum pyrolysis of automobile shredder residues, *Resources Conservation and Recycling*, Nº 32, 1 - 27
- Sawyer-Beaulieu SS, Tam EKL, 2005, Applying Life Cyce Assessment (LCA) to North American End-of-Life Vehicle (ELV) management processes, SAE Technical Paper Series, SAE International 2005-01-0846
- Sawyer-Beaulieu SS, Tam EKL, 2008, Constructing gate to gate Lie Cycle Inventory (LCI) of End-of-Life Vehicle (ELV) dismantling and shredding processes, SAE Technical Paper Series, SAE International 2008-01-183
- Saxena, S., Rao, N., Rehmat, A., Mensinger, M., 1995, Combustion and Co-combustion of Auto Fluff, *Energy*, Vol.20, n.º 9, 887 - 887
- Schmidt, W.P., Dahlqvist, E., Finkbeiner, M., Krinke, S., Lazzari, S., Oschmann, D., Pichon, S., Thiel, C., 2004 Life cycle assessment of lightweight and end-of-life scenarios for generic compact class passenger vehicles, *Int J Life Cycle Assess* 9(6):405–416
- SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1991, A Technical Framework for LifeCycle Assessment, Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (Eds.). Workshop report from the Smugglers Notch. Vermont, USA
- Sleeswijk, A., Wegener, R., Zeijts, H., van, Reus, J.A.W.A., Meeusen – van Onna, M.J.G., Leneman, H., Sengers, H.H.W.J.M., 1996, Application of LCA to agriculture products, Centre of Environmental Science Leiden University (CML), Centre of Agriculture and Environment, Agricultural-Economic Institute (LEI-DLO), Leiden, ISBN: 90-5191-104-1
- Smith, M., Jacobson, J., Webb, B., 2004, Abandoned Vehicles in England: Impact of End of Life Directive and New Initiatives, on Likely Future Trends, *Resources Conservation and Recycling*, 41, 177 – 189
- Smith, T., 2003, *The Implications of UK Implementation of the End-of-Life Vehicles Directive*, Department of Design and Innovation, The Open University, UK
- Spiegelman, D., Bauer, C., Dones, R., Tuchschild, M., 2007, *Transport services*, Swiss Centre for Life Cycles Inventories
- Tibor, T., Feldman, I., 1996, *ISO 14000: A Guide to the New Environmental Management Standards*, USA: Times Mirror Higher Education Group

TOYOTA Motor Marketing Europe, 2002, Car Recycling Europe, Environmental Affairs Co-ordination Office, Brussels

Veasey, T., Wilson, R., Squires, D., 1993, The Physical Separation and recovery of Metals from Wastes, Gordon and Breach Science Publishers, Vol. 1, Amsterdam, ISBN: 2-88124-916-7

Volvo, 2006, Emissions from Volvo's trucks, Volvo, Goteborg

Zevenhoven, R., Saeed, L., 2003, Automotive Shredder Residue (ASR) and Compact Disc (CD) Waste: Options for Recovery of Materials and Energy, Report TKK-ENY-14, Helsinki University of Technology, ISBN 951 – 22 – 6509 – 5, Espoo

Zoboli, R., Barbiroli, G., Leoncini, R., Mazzanti, M., Montresor, S., 2000, The impact of EU Regulation on Innovation of European Industry, Regulation and Innovation in the area of End-of-Life Vehicles, in F. Leone (ed), The European Commission, Milão, Itália

## II. Sites na internet consultados

ACEA - European Automobile Manufacturers Association, 2010, *The Automobile Industry Pocket Guide*, no endereço: [http://www.acea.be/images/uploads/files/2010924\\_Pocket\\_Guide\\_2nd\\_edition.pdf](http://www.acea.be/images/uploads/files/2010924_Pocket_Guide_2nd_edition.pdf) (Acedido em Maio de 2011)

ACEA – European Automobile Manufacturers Association, 2011, no endereço: <http://www.acea.be/index.php/collection/statistics> (Acedido em Maio de 2011)

BMH, 2010, *SRF Production Process*, no endereço: <http://www.bmh.fi/> (Acedido em Junho de 2011)

Ecoinvent, 2010, Ecoinvent v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, no endereço: <http://www.ecoinvent.org/>

ELCD - *European Reference Life Cycle Database*, 2010, no endereço: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/tools>

ERFO - *European Recovered Fuel Organisation*, 2008, no endereço: <http://www.erfo.info/> (Acedido em Junho de 2011)

Eurostat, 2011, no endereço: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastestreams/elvs> (Acedido em Março de 2011)

Valorcar, 2011a, *Relatório de Atividade 2010*, no endereço: [http://www.Valorcar.pt/docs/REL\\_ACT\\_2010\\_VFV\\_FINAL.pdf](http://www.Valorcar.pt/docs/REL_ACT_2010_VFV_FINAL.pdf) (Acedido em Fevereiro de 2011)

Valorcar, 2011b, *Rede Valorcar*, no endereço: [http://www.Valorcar.pt/introducao\\_quemsomos.asp](http://www.Valorcar.pt/introducao_quemsomos.asp) (Acedido em Fevereiro de 2011)

Valorcar, 2011c, *Objetivos da Valorcar*, no endereço: [http://www.valorcar.pt/introducao\\_objectivosvalorcar.asp](http://www.valorcar.pt/introducao_objectivosvalorcar.asp) (Acedido em Fevereiro de 2011)

Valorcar, 2011d, *Desmantelamento de VFV*, no endereço:

[http://www.Valorcar.pt/operadores\\_desmantelamento.asp](http://www.Valorcar.pt/operadores_desmantelamento.asp) (Acedido em Fevereiro de 2011)

Valorcar, 2011e, *Guia de desmantelamento de VFV*, no endereço:

[http://www.Valorcar.pt/docs/GUIADesmantVALORCAR\\_LR.pdf](http://www.Valorcar.pt/docs/GUIADesmantVALORCAR_LR.pdf) (Acedido em Fevereiro de 2011)

Valorcar, 2011f, *Fragmentação*, no endereço:

[http://www.Valorcar.pt/operadores\\_fragmentacao.asp](http://www.Valorcar.pt/operadores_fragmentacao.asp) (Acedido em Fevereiro de 2011)

### **III. Legislação**

CEN/TS 15359:2006 Solid Recovered Fuels - Specifications and classes

Decisão do Conselho n.º 2003/33/CE, de 19 de Dezembro de 2002, JOL, 11, 16.01.2003

Decreto-Lei 178/2006, de 5 de Setembro de 2006

Decreto-Lei 64/2008, de 8 de Abril de 2008

Decreto-Lei n.º 196/2003, de 23 de Agosto, DR – I – Série A, n.º194, 23.08.2003

Decreto-Lei n.º239/97, de 9 de Setembro

Despacho n.º13092/2010, de 13 de Agosto, do Ministro da Economia, da Inovação e do Desenvolvimento, do Ministro das Obras Públicas, Transportes e Comunicações e do Secretário de Estado do Ambiente

Directiva 2000/53/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, de 18 de Setembro de 2000

DS/ISO 22628, Road vehicles - Recyclability and recoverability - Calculation method

NP 4486:2008, Combustíveis derivados de resíduos - Enquadramento para a produção, classificação e gestão da qualidade



## Anexo I

VFV processados no ano 2010 pela rede VALORCAR						
Nº total de VFV	78 402					
Massa média [kg / VFV]	906					
Massa total [kg]	71 052 597					
Materiais desmantelados	Reutilização [kg]	Reutilização [%]	Reciclagem [kg]	Reciclagem [%]	Val. Energética [kg]	Val. Energética [%]
Bateria	-	-	1.021.972	1,44%	-	-
Catalisadores	-	-	81.650	0,11%	-	-
Filtros	-	-	18.933	0,03%	-	-
Fluido de travões	3.182	0,00%	6.393	0,01%	-	-
Fluido AC	-	-	-	-	-	-
Líquido de refrigeração	30.330	0,04%	-	-	-	-
Óleos	85.278	0,10%	187.896	0,30%	-	-
Plásticos (Pára-choques)	-	-	358.000	0,50%	-	-
Pneus	463.885	0,70%	1.239.427	1,70%	639.297	1%
Vidros	-	-	1.161.874	1,60%	-	-
Componentes não metálicos	3.108.155	4,40%	-	-	-	-
Materiais fragmentados	Reutilização [kg]	Reutilização [%]	Reciclagem [kg]	Reciclagem [%]	Val. Energética [kg]	Val. Energética [%]
Metais Fe fragmentados (Aço)	-	-	48.884.186	68,80%	-	-
Metais não Fe fragmentados (cobre, alumínio, magnésio, etc.)	-	-	3.197.367	4,50%	-	-
RFA (plásticos, borracha, fibras, resíduos metálicos de pequena dimensão, etc.)	-	-	-	-	2.235.517	3%



## Anexo II

Dados de desmantelamento dos componentes e/ou materiais propostos									
Ref.	Modelo Automóvel	Material e/ou componente desmantelado para efeitos de reciclagem/valorização	Composição	Tempo de desmantelamento [s]	Tempo de desmantelamento médio [s]	Massa total [kg]	Massa média [kg]	Composição do material e/ou componente desmantelado [%]	Massa média relativa à composição [kg]
1	Rover 418 td	Faróis traseiros	Plástico	301	263,3	1,48	1,3	Plástico	2,4
	Opel Calibra			219		1,97			
	Ford Fiesta			270		0,5			
	Rover 418 td	121		1,67	1,1				
	Ford Fiesta	128		0,46					
	2	Peugeot 406		Bancos traseiros	Estrutura composta por aço, plásticos, espumas e tecidos	360	387		
Audi A4		420	19,7			plásticos		4,1	
Rover 418 td		403	14						
Ford Fiesta		273	10,73						
Opel Calibra		480	19,5			espumas (PUF)		13,5	
Rover 418 td		409	31	27,2			Outros (fibras têxteis)		8,2
Opel Calibra		510	22,06						
Ford Fiesta		355	28,41						

Dados de desmantelamento dos componentes e/ou materiais propostos (Continuação)									
Ref.	Modelo Automóvel	Material e/ou componente desmantelado para efeitos de reciclagem/valorização	Composição	Tempo de desmantelamento [s]	Tempo de desmantelamento médio [s]	Massa total [kg]	Massa média [kg]	Composição do material e/ou componente desmantelado [%]	Massa média relativa à composição [kg]
3	Rover 418 td	Painéis interiores das portas (tampas)		Plástico PP	1121	779	8,92	Plástico (Polipropileno-PP)	100%
	Opel Calibra	Painéis interiores das portas (inclui o tampo do porta malas)		Plástico PP	436		2,4		
4	Peugeot 406	Carpets/tapetes e forros			780	450,8	26	16,2	100%
	Audi A4	Carpets/tapetes e forros			600		24,8		
	Opel Calibra	Chapeleira (carpete moldado)			5		2,64		
		Tapetes			10		2,36		
		Carpets			180		7,09		
		Cobertura do porta-malas (carpete moldado)			181		4,32		
	Rover 418 td	Tapetes			15		1,66		
		Carpets (inclui cobertura do porta-malas)			328		5,46		
	Ford Fiesta	Carpets/tapetes			140		4,45		
		Chapeleira (carpete moldado)			15		2,31		
5	Rover 418 td	Coberturas de coluna e soleiras das portas (plásticos)			580	310	3,19	1,93	100%
	Opel Calibra	Coberturas de coluna e soleiras das portas (plásticos)			120		1,76		
		Cobertura do porta-malas (forras plástico)			5		0,5		
	Ford Fiesta	Soleiras das portas (plásticos)			225		0,33		



Dados de desmantelamento dos componentes e/ou materiais propostos (Continuação)									
Ref.	Modelo Automóvel	Material e/ou componente desmantelado para reciclagem/valorização	Composição	Tempo de desmantelamento [s]	Tempo de desmantelamento médio [s]	Massa total [kg]	Massa média [kg]	Composição do material e/ou componente desmantelado [%]	Massa média relativa à composição [kg]
6	Rover 418 td	Cintos de segurança (todos)	nylon (poliamida)	181	113	0,7	0,5	nylon (poliamida)	100%
	Opel Calibra	Cintos de segurança (todos)	nylon (poliamida)	111					
	Ford Fiesta	Cintos de segurança (todos)	nylon (poliamida)	46					
7	Rover 418 td	Painel de instrumentos (tablier)	Metais n Fe e plástico	858	1019	6,0	7,5	Metais n Fe	20%
	Opel Calibra	Painel de instrumentos (tablier)	Metais n Fe e plástico	1180					
8	Rover 418 td	Cablagens existente no interior tablier, na parte motora do automóvel e a envolver a mala e a carcaça automóvel	cobre + revestimento plástico	1506	1581	7,9	9,0	Cobre + revestimento plástico	100%
		Cablagens dentro das portas	cobre + revestimento plástico	901					
	Opel Calibra	Cablagens existente no interior tablier, na parte motora do automóvel e a envolver a mala e a carcaça automóvel	cobre + revestimento plástico	755					

Dados de desmantelamento dos componentes e/ou materiais propostos (Continuação)										
Ref.	Modelo Automóvel	Material e/ou componente desmantelado para efeitos de reciclagem/valorização	Composição	Tempo de desmantelamento [s]	Tempo de desmantelamento médio [s]	Massa total [kg]	Massa média [kg]	Composição do material e/ou componente desmantelado [%]	Massa média relativa à composição [kg]	
9	Peugeot 406	Borrachas e vedantes interiores	Borracha	330		245	6,7	Borracha	100%	6,5
	Audi A4	Borrachas e vedantes interiores	Borracha	300	5,5					
	Rover 418 td	Borrachas e vedantes interiores	Borracha	240	9,1					
	Opel Calibra	Borrachas e vedantes interiores	Borracha	180	6,6					
	Ford Fiesta	Borrachas e vedantes interiores	Borracha	174	4,7					
10	Rover 418 td	Outros componentes plásticos acessíveis de retirar	Plásticos	55		45	3,4	Plásticos	100%	3,0
	Opel Calibra	Outros componentes plásticos acessíveis de retirar	Plásticos	20	2,8					
	Ford Fiesta	Outros componentes plásticos acessíveis de retirar	Plásticos	60	2,8					

### Anexo III

Custos e parâmetros técnicos para um dismantelador		
Parâmetro	Valor	Observações
Investimento total em instalações	173 400 €	2 815 m <sup>2</sup> área total (custo de aquisição: 10 €/m <sup>2</sup> ); 2400 m <sup>2</sup> de área impermeabilizada (custo de impermeabilização: 30 €/m <sup>2</sup> ) para armazenamento de VFV não despoluídos, de carcaças e de pneus; 415 m <sup>2</sup> de área construída (custo de construção: 150 €/m <sup>2</sup> ) para dismantelamento, armazenamento de peças e materiais e escritórios; ETAR no valor de 10 000€;
Custo de amortização das instalações por hora de dismantelamento	2,2 €/h	Período de amortização de 20 anos; 3 872 horas de mão-de-obra de dismantelamento por ano;
Investimento total em equipamentos	200 000€	2 Estações de dismantelamento (80 000 €); 1 empilhador (20 000 €); 1 prensa (100 000 €);
Custo de amortização dos equipamentos por hora de dismantelamento	6,5 €/h	Período de amortização de 8 anos; 3872 horas de mão-de-obra de dismantelamento por ano;
Custos com capital por hora de dismantelamento	2,9 €/h	Considera-se que o capital necessário para os investimentos em instalações e equipamentos resulta de empréstimos à taxa de juro de 5 %, pagos em períodos iguais aos de amortização;
Custos anuais de mão-de-obra	46 800 €/ano	2 Operários de dismantelamento (1 por estação de dismantelamento, 26 000 €/ano); 1 responsável que realiza todo o trabalho administrativo (20 700 €/ano);
Custos de mão-de-obra por hora de dismantelamento	12,1 €/h	3 872 Horas de mão-de-obra de dismantelamento por ano; considera-se que é despendida cerca de 1 hora de dismantelamento por VFV tratado (inclui transporte do VFV no interior das instalações, remoção de materiais e componentes obrigatória por lei, manuseamento de ferramentas e equipamentos e compactação do VFV);
Custos anuais de manutenção e energia	10 000 €/ano	Assume-se que os custos anuais de manutenção e energia são iguais a 5% do investimento total em equipamentos;
Custo de manutenção por hora de dismantelamento	2,6 €/h	3 872 horas de mão-de-obra de dismantelamento por ano.
<b>Total de custos indiretos por hora de dismantelamento (€/h)</b>	<b>26 €/h</b>	-

